

ARTIGOS TÉCNICOS

- Efeito da entrada superior em reservatórios de jusante durante transitório hidráulico em adutoras de distribuição de água
- Análise do impacto da condição de Courant no cálculo da rugosidade em redes hidráulicas utilizando algoritmo genético (AG) e o método transiente inverso (MTI)
- Caracterização do biocarvão produzido a partir do lodo de esgoto doméstico, visando à disposição agrícola
- Análise da viabilidade econômica de um sistema de reaproveitamento de água cinza, em edificação residencial, com uma ferramenta BIM
- Avaliação do potencial energético do briquete constituído do resíduo sólido de fibras de casca de coco
- Sistema piloto de filtração direta descendente para obtenção de água de reúso
- Potencial do uso de imagens de satélite multiespectrais para estudo de dispersão das plumas superficiais de efluentes do Emissário Submarino de Santos – SP (2019-2020)
- Gerenciamento dos resíduos de poda urbana no município de Fortaleza-Ceará
- Desafios e potenciais soluções para reciclagem de embalagens plásticas flexíveis pós-consumo no Brasil
- Escada da sustentabilidade: uma proposta metodológica com aplicação no Estado do Ceará
- Estimativa do volume do reservatório de detenção por sub-bacia hidrográfica – Teresina, Piauí
- O desafio da sustentabilidade hídrica no semiárido brasileiro: modelo conceitual no suporte à cenarização futura
- Composição gravimétrica e classificação de resíduos sólidos depositados em aterro sanitário no semiárido brasileiro
- Avaliação do processo de *stripping* da amônia no tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico em reatores UASB
- Avaliação técnica e econômica de quatro sistemas de tratamento de efluente
- Influência de condições climáticas na composição do biogás gerado no lixão municipal de Juazeiro do Norte – CE
- Biocarvão a partir de lodos de estações de tratamento de esgoto: uma revisão



O site da Revista DAE está repleto de novidades

Assine gratuitamente o boletim
eletrônico, é só se cadastrar!



No site você
pode baixar
o conteúdo
completo da
Revista.

A Revista DAE é classificada pelo QUALI/CAPES e está adicionada/indexada nas seguintes bases:



Missão

A Revista DAE tem por objetivo a publicação de artigos técnicos e científicos originais nas áreas de saneamento e meio ambiente.

Histórico

Iniciou-se com o título Boletim da Repartição de Águas e Esgotos (RAE), em 1936, prosseguindo assim até 1952, com interrupções em 1944, 1945 e 1953. Passou a denominar-se Boletim do Departamento de Águas e Esgotos (DAE) em 1954 e Revista do Departamento de Águas e Esgotos de 1955 a 1959. De 1959 a 1971, passou a denominar-se Revista D.A.E. e, a partir de 1972, Revista DAE. Houve, ainda, interrupção de 1994 a 2007.

Publicação

Trimestral (janeiro, abril, julho e outubro)
Diretoria de Tecnologia, Empreendimentos e Meio Ambiente – T
Superintendência de Pesquisa, Desenvolvimento e
Inovação Tecnológica – TX
Rua Costa Carvalho, 300 – Pinheiros – 05429 000
São Paulo – SP – Brasil
Tel (11) 3388 9422 / Fax (11) 3814 5716

Editora-Chefe

MSc Engenheira Cristina Knorich Zuffo

Editora Executiva

MSc Engenheira Iara Regina Soares Chao

Editora Adjunta

MSc Engenheira Eloisa Helena Cherbakian

Conselho Editorial

Prof. Dr. Iran Eduardo Lima Neto (UFC), Prof. Dr. Marcelo Zaiat (USP), Prof. Dr. Luciano Matos Queiroz (UFBA), Prof. Dr. Adriano Luiz Tonetti (Unicamp), Prof. Dr. Joel Dias da Silva Dias (FURB - Universidade de Blumenau), Prof. Dr. Bernardo Arantes do Nascimento Teixeira (UFSCAR), Prof. Dr. Gilmar Wanzeller Siqueira (UFPA), Prof. Dr. Gilson Barbosa Athayde Junior (UFPB), MSc Jairo Tardelli (Consultor autônomo), Prof. Dr. Kamel Zahed Filho (USP/Sabesp), Prof^a. Dr^a. Dione Mari Morita (Escola Politecnica da USP), Prof^a. Dr^a. Angela Di Bernardo Dantas (Universidade de Ribeirão Preto/UNAERP), Prof. Dr. José Roberto Campos (USP/São Carlos), Prof^a. Dr^a. Ariuska Karla Barbosa Amorim (UNB), Prof. Dr. Paulo Sergio Scalize (UFG), MSc Engenheira Iara Regina Soares Chao (Sabesp), MSc Engenheira Eloisa Helena Cherbakian (Sabesp), MSc Engenheira Fabiana Rorato de Lacerda Prado (Sabesp), Coordenação da MSc Eng^a. Cristina Knorich Zuffo (Sabesp).

Idiomas

Além da língua portuguesa, serão aceitos artigos em inglês desde que acompanhados de tradução para o português.

Projeto Gráfico, Diagramação e Revisão

Beatriz Martins Gomes 29772393832

Capa

Estação da Luz, São Paulo
Foto: Demetrio Koch Junior


ISSN (impresa) 0101-6040

ISSN (online) 2675-4959

As opiniões e posicionamentos expressos nos artigos são de total responsabilidade de seus autores e não significam necessariamente a opinião da Revista DAE ou da Sabesp.

Veja a revista eletrônica na internet:

<http://www.revistadae.com.br>



Capa Estação da Luz, São Paulo. Foto: Demetrio Koch Junior

nesta edição

ARTIGOS TÉCNICOS

- 6** Efeito da entrada superior em reservatórios de jusante durante transitório hidráulico em adutoras de distribuição de água
Effect of top inlet on downstream reservoirs during hydraulic transients in water pipelines
- 19** Análise do impacto da condição de Courant no cálculo da rugosidade em redes hidráulicas utilizando algoritmo genético (AG) e o método transiente inverso (MTI)
Analysis of the impact of the Courant condition on the calculation of roughness in hydraulic networks using genetic algorithm and transient inverse method
- 32** Caracterização do biocarbvão produzido a partir do lodo de esgoto doméstico, visando à disposição agrícola
Biochar characterization produced from domestic waste sludge for agricultural provision
- 42** Análise da viabilidade econômica de um sistema de reaproveitamento de água cinza, em edificação residencial, com uma ferramenta BIM
Analysis of the economic viability of a system of reuse of grey water in residential buildings, with a BIM tool
- 59** Avaliação do potencial energético do briquete constituído do resíduo sólido de fibras de casca de coco
Evaluation of the energetic potential of the briquette made of solid waste from coconut shell fibers
- 75** Sistema piloto de filtração direta descendente para obtenção de água de reúso
Pilot system of direct downward filtration to obtain reusable water
- 87** Potencial do uso de imagens de satélite multiespectrais para estudo de dispersão das plumas superficiais de efluentes do Emissário Submarino de Santos – SP (2019-2020)
Potential of using multispectral satellite imagery to study of dispersion of surface effluent plumes from the Santos Submarine Outfall - SP (2019-2020)
- 92** Gerenciamento dos resíduos de poda urbana no município de Fortaleza-Ceará
Management of urban pruning waste in the municipality of Fortaleza-Ceará
- 100** Desafios e potenciais soluções para reciclagem de embalagens plásticas flexíveis pós-consumo no Brasil
Challenges and potential solutions for recycling of post-consumption flexible plastic packaging in Brazil
- 121** Escada da sustentabilidade: uma proposta metodológica com aplicação no Estado do Ceará
Sustainability ladder: a methodological proposal with application in the State of Ceará
- 141** Estimativa do volume do reservatório de detenção por sub-bacia hidrográfica – Teresina, Piauí
Estimated volume of the detention reservoir by hydrographic sub-basin – Teresina, Piauí
- 154** O desafio da sustentabilidade hídrica no semiárido brasileiro: modelo conceitual no suporte à cenarização futura
The challenge of hydric sustainability in the brazilian semiarid: conceptual model as a support for future scenarios
- 168** Composição gravimétrica e classificação de resíduos sólidos depositados em aterro sanitário no semiárido brasileiro
Gravimetric composition and classification of municipal solid waste landfill in the brazilian semiarid
- 179** Avaliação do processo de stripping da amônia no tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico em reatores UASB
Evaluation of the ammonia stripping process in the combined treatment of landfill leachate and domestic sewage in UASB reactors
- 194** Avaliação técnica e econômica de quatro sistemas de tratamento de efluente
Technical and economic evaluation of four wastewater treatment systems
- 210** Influência de condições climáticas na composição do biogás gerado no lixão municipal de Juazeiro do Norte – CE
Influence of climate conditions on the composition of biogas generated in Juazeiro do Norte – CE municipal dump
- 229** Biocarbvão a partir de lodos de estações de tratamento de esgoto: uma revisão
Biochar from sludge from sewage treatment plants: a review

Efeito da entrada superior em reservatórios de jusante durante transitório hidráulico em adutoras de distribuição de água

Effect of top inlet on downstream reservoirs during hydraulic transients in water pipelines

• **Data de entrada:**

19/12/2020

• **Data de aprovação:**


16/04/2021

Lucas Florêncio da Cunha Teixeira^{1*} | Vicente de Castro Sanders Neto¹ | Bruno Araújo Paiva¹ | João Marcelo Costa Barbosa¹ | Marco Aurelio Holanda de Castro¹


DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2022.047>


ORCID ID

Teixeira LFC  <https://orcid.org/0000-0002-7964-4970>

Sanders Neto VC  <https://orcid.org/0000-0002-1106-0880>

Paiva BA  <https://orcid.org/0000-0002-6971-6184>

Barbosa JMC  <https://orcid.org/0000-0003-0559-0516>

Castro MAH  <https://orcid.org/0000-0001-5134-7213>

Resumo

O presente trabalho propõe a avaliação do efeito da entrada superior do reservatório de jusante durante eventos transitórios hidráulicos. O método utilizado baseia-se nas equações de Soares, Covas e Ramos (2013), sendo adotado, além disso, o modelo de fator de atrito variável de Vítkovský et al. (2000). Para visualizar os resultados, implementou-se o modelo no módulo 7 do Sistema UFC. Para a validação do modelo, foram utilizados os dados do trabalho de Soares, Covas e Ramos (2013). Os resultados obtidos demonstram menores picos de pressão na seção da bomba. No caso do reservatório, observa-se uma variação de pressão e estabilização em um valor menor do que o do regime permanente anterior. Apesar de a condição de contorno clássica apresentar abordagem mais conservadora, esta não condiz apropriadamente com a situação de entrada por cima do reservatório de jusante, sendo esta última mais adequada para o caso de manutenção e operação dos sistemas hidráulicos configurados desta forma.

Palavras-chave: Reservatório de Jusante. Transitórios Hidráulicos. Método das Características.

Abstract

This paper aims to evaluate the effect of pipeline connecting through top inlet of downstream reservoirs during hydraulic transients. The method adopted is based on the equations of Soares, Covas and Ramos (2013) and also the unsteady friction factor model of Vítkovský et al. (2000). In order to show the results, the model was implemented into module 7 of System UFC. For validating the model, it was used the data provided by Soares, Covas and Ramos (2013). The obtained results show smaller pressure peaks at the pump section. At the reservoir section, the pressure varies and tends to stabilize at a lower value than that from the previous steady state. Although the classic boundary condition presents a more conservative approach, it does not properly suit the real situation when the pipeline connects through the top inlet of downstream reservoirs, so the latter is more suitable for maintenance and operation of hydraulic systems that are designed this way.

Keywords: Downstream Reservoir. Hydraulic Transients. Method of Characteristics.

¹ Universidade Federal do Ceará (Campus Pici) - Fortaleza - Ceará - Brasil.

* **Autor correspondente:** lucasfengcivil@gmail.com.

1 INTRODUÇÃO

Sistemas de adução de água mostraram-se uma forma economicamente viável de transportar água de um local para outro. Normalmente, os sistemas operam no regime permanente, em que é possível estimar a vazão e a carga de pressão em cada seção computacional. Segundo Kandil, Kamal e El-Sayed (2020), entretanto, alguns eventos —tais como abertura ou fechamento rápido de uma válvula ou desligamento ou ligamento rápido de uma bomba— tendem a causar mudanças bruscas na velocidade de escoamento. Nessas condições, é bastante provável a geração de transitório hidráulico e o golpe de aríete é a consequência mais previsível. Esse fenômeno pode causar ora pressões positivas ora pressões negativas e, geralmente, oferece riscos à tubulação da adutora.

Portanto, é de crucial importância prever e avaliar o golpe de aríete e suas consequências para a adutora e outros dispositivos instalados. Estudos avançaram nesse sentido e várias soluções foram descobertas no intuito de modelar e calcular o evento transitório. As duas principais equações regentes do transiente hidráulico são a equação da continuidade e a equação do movimento ou do momento, sendo as duas diferenciais em relação ao tempo e ao espaço.

O método mais difundido para solucionar essas equações é o Método das Características (MOC). Sua solução requer a adoção de condições de contorno que representam certos elementos (por exemplo, reservatórios a montante ou a jusante, válvulas e bombas) ou descontinuidades (por exemplo, junções ou conexões).

A respeito de reservatórios a jusante, na maioria dos casos assume-se que estes operam com a carga de pressão constante durante todo o evento transitório. Essa hipótese é adequada para as situações em que a tubulação é conectada pela entrada inferior do reservatório. No entanto, é

discutível que assumir essa condição também é adequado para o caso da conexão com o reservatório pela entrada inferior, acima do nível da água. Soares, Covas e Ramos (2013) afirmam que essa simplificação não é razoável e não demonstra o real comportamento do sistema hidráulico. Os autores modificaram a condição clássica de reservatório a jusante considerando que a água descarrega para o reservatório apenas se a pressão nessa seção for superior à elevação do ponto. Além disso, de forma a calibrar o modelo, foram realizados ensaios experimentais no sistema de bombeamento do Prado-Instituto Politécnico da Guarda (IPG), localizado em Guarda, Portugal. Para adequar o modelo aos resultados experimentais, foi utilizado o modelo de fator de atrito variável de Vítkovský et al. (2000), o que produziu um ajuste apropriado dos resultados numéricos.

Assim, este trabalho se destina a implementar a condição de contorno de reservatório a jusante proposta por Soares, Covas e Ramos (2013) e o modelo de fator de atrito variável de Vítkovský et al. (2000) utilizando o Sistema UFC – Módulo 7 (UFC 7), programa desenvolvido no Laboratório de Hidráulica Computacional da Universidade Federal do Ceará utilizado para modelar o transiente hidráulico e demonstrar o resultado de simulações por meio de gráficos de pressão x tempo e vazão x tempo em seções computacionais estabelecidas previamente. Após a implementação dessa condição de contorno, é possível a sua aplicação considerando diferentes configurações de adutora, assim como as equações tornam-se compatíveis com os dispositivos atenuadores de golpe presentes no UFC 7. Dessa forma, o modelo torna-se aplicável para variados cenários.

1.1 Equações regentes e a solução pelo Método das Características

Segundo Chaudhry (2014), as equações que permitem determinar as condições do escoamento

durante o período transitório partem das equações do momento e da continuidade, Eq. 1 e 2, respectivamente:

$$L_1 = \frac{\partial Q}{\partial t} + gA \frac{\partial H}{\partial x} + RQ|Q| = 0 \quad (1)$$

$$L_2 = a^2 \frac{\partial Q}{\partial x} + gA \frac{\partial H}{\partial t} = 0 \quad (2)$$

Sendo Q a vazão volumétrica [L^3T^{-1}], g a aceleração da gravidade [LT^{-2}], A a área da seção transversal [L^2], a a celeridade da onda [LT^{-1}], H a carga de pressão [L], $R = f/(2DA)$, D o diâmetro [L] e f o fator de atrito [-].

O MOC é um método bastante utilizado para a solução e modelagem do golpe de aríete. Para garantir a sua estabilidade, deve ser satisfeita a condição de Courant-Friedrich-Lewy. (WYLIE; STREETER; SUO, 1993).

As Eq. 3 e 4 se referem, respectivamente, às equações características positiva e negativa propostas pelo MOC:

$$C^+ : Q_p = C_p - C_A H_p \quad (3)$$

$$C^- : Q_p = C_n + C_A H_p \quad (4)$$

Onde:

$$C_p = Q_A + \frac{gA}{a} H_A - R\Delta t Q_A |Q_A|$$

$$C_n = Q_B - \frac{gA}{a} H_B - R\Delta t Q_B |Q_B|$$

$$C_A = \frac{gA}{a}$$

2 MATERIAL E MÉTODOS

Este trabalho reproduziu os resultados obtidos pelos testes experimentais realizados no IPG no UFC 7 de forma a validar o modelo dentro do sistema.

Em seguida, foi realizado um comparativo entre dois modelos: o Modelo 1, que utiliza o MOC com fator de atrito variável e a condição de contorno de Soares, Covas e Ramos (2013) para reservatório a jusante; e o Modelo 2, que utiliza o MOC com a condição de contorno clássica.

Assim, para o Modelo 1, são válidas as seguintes equações para a Fig. 1:

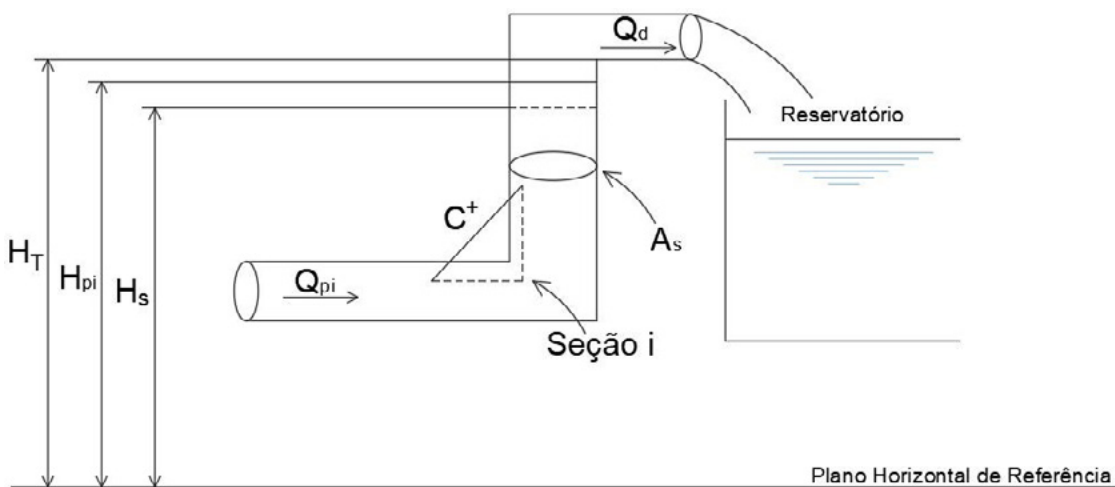


Figura 1 - Descarga livre para a atmosfera no reservatório a jusante. Fonte: Adaptado de Soares, Covas e Ramos (2013).

Se $H_{pi} \leq H_T$:

$$Q_{pi} = C_P - C_{a_i} H_{pi} \quad (5)$$

$$C_P = Q_A + C_{a_i} H_A - R \Delta t Q_A |Q_A| \quad (6)$$

$$H_{pi} = H_S + 0,5 \frac{\Delta t}{A_s} (Q_{pi} + Q_s) \quad (7)$$

$$Q_d = 0 \quad (8)$$

Se $H_{pi} > H_T$:

$$Q_{pi} = C_P - C_{a_i} H_{pi} \quad (9)$$

$$C_P = Q_A + C_{a_i} H_A - R \Delta t Q_A |Q_A| \quad (10)$$

$$Q_d = A_s \sqrt{2g(H_{pi} - H_T)} \quad (11)$$

Onde Q_{pi} = vazão no final do passo de tempo na seção i [L^3T^{-1}], Q_s = vazão no início do passo de tempo [L^3T^{-1}], H_{pi} = carga de pressão no final do passo de tempo na seção i [L], H_s = carga de pressão na seção da tubulação vertical no início do passo de tempo [L], A_s = área da seção transversal da tubulação vertical [L^2]; Q_d = vazão descarregada para o reservatório de jusante [L^3T^{-1}] e H_T = elevação total da tubulação vertical [L].

Ademais, o modelo de fator de atrito variável no Modelo 1 é regido pelas equações seguintes:

$$H_P = C_P - B_V Q_P \quad (12)$$

$$H_P = C_M + B_V Q_P \quad (13)$$

Onde:

$$C_P = H_A + B_V Q_A - R_W Q_A |Q_A| + k_3 \frac{u}{gA} Q_{P_{t-\Delta t}} - R_P k_3 \frac{u}{gA}$$

$$C_M = H_B + B_V Q_B - R_W Q_B |Q_B| - k_3 \frac{a}{gA} Q_{P_{t-\Delta t}} + R_N k_3 \frac{a}{gA}$$

$$R_P = a \cdot \Delta t \cdot SGN(Q_A) \cdot \left| \frac{Q_{P_{t-\Delta t}} - Q_A}{\Delta x} \right|$$

$$R_N = a \cdot \Delta t \cdot SGN(Q_B) \cdot \left| \frac{Q_{P_{t-\Delta t}} - Q_B}{\Delta x} \right|$$

$$k_3 = 2\sqrt{C^*}$$

$$C^* = \frac{7,41}{Re^\kappa}$$

$$\kappa = \log_{10} \left(\frac{14,3}{Re^{0,05}} \right)$$

$$B_V = \frac{a}{gA} (1 + k_3)$$

$$R_W = \frac{f \Delta x}{2gDA^2}$$

Onde SGN = sinal da velocidade [-], $Q_{P_{t-\Delta t}}$ = vazão na seção atual no passo de tempo anterior [L^3T^{-1}], Re = número de Reynolds [-] e Δx = comprimento da seção computacional [L].

O Modelo 2 utiliza a seguinte condição de contorno juntamente com a equação característica positiva do MOC:

$$H_{P_{i,1}} = H_{res} \quad (14)$$

O primeiro caso abordado neste trabalho foi a configuração de adutora do sistema de bombeamento IPG, de forma a validar o modelo e possibilitar a sua aplicação para os demais casos. Assim, os dados de entrada a seguir foram adotados:

Tabela 1 - Dados do caso experimental 1, referente a Soares, Covas e Ramos (2013).

Dados da tubulação	
Comprimento total (m)	2.245,62
Vazão inicial (m³/s)	0,072
Momento de inércia do conjunto motobomba (m4)	1,034
Rendimento da bomba	0,78
Altura manométrica total (m)	105,00
Rugosidade das tubulações (mm)	0,10

A análise de adequação aos dados experimentais foi feita por meio dos índices estatísticos Erro Relativo Médio (ERM), Erro Quadrático Médio (EQM) e Coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE), conforme os trabalhos de Martins et al. (2014) e Saemi et al. (2019).

Para esse caso, a adutora consiste em cerca de 2.229,62 m de tubulação de ferro fundido e 16,00 m de PVC. Assim, para cada parcela da tubulação, os seguintes dados foram utilizados:

Tabela 2 - Dados acerca das tubulações presentes na adutora do caso experimental 1

Dados da tubulação		
Parâmetro	Ferro fundido	PVC
Diâmetro (mm)	505,00	250,00
Espessura (mm)	9,00	8,90
Módulo de elasticidade (GPa)	170,00	3,60
Coefficiente de Poisson	0,25	0,46
Celeridade estimada (m/s)	1.130,00	363,47
Fator de atrito	0,042	0,016

O segundo caso deste trabalho se trata da Adutora com ferro, composta de Ferro Fundido K7 JTI, cujo perfil apresenta declividades variadas. Os dados da Tabela 3 foram utilizados para a simulação do transitório hidráulico a partir do desligamento da bomba:

Tabela 3 - Dados acerca das tubulações presentes na adutora do caso experimental 2

Dados de entrada	
Comprimento total (m)	11.300,00
Vazão inicial (m ³ /s)	0,016
Momento de inércia do conjunto motobomba (m ⁴)	0,900
Rendimento da bomba	0,48
Altura manométrica total (m)	190,00
Rugosidade das tubulações (mm)	0,26
Rotação do rotor (rpm)	3.550,00
Diâmetro da tubulação (mm)	150,00
Espessura da tubulação (mm)	5,20
Módulo de Elasticidade (GPa)	172,00
Coefficiente de Poisson	0,28
Celeridade estimada (m/s)	1279,80
Fator de atrito	0,023

Por fim, o terceiro caso deste trabalho é a Adutora Cuiá, composta de tubulação de PVC DEFoFo, cujo perfil é aproximadamente linear, com exceção do trecho 4-5, que apresenta declividade acentuada. Os dados de entrada para o transiente podem ser visualizados na Tabela 4.

Tabela 4 - Dados acerca das tubulações presentes na adutora do caso experimental 3

Dados de entrada	
Comprimento total (m)	1.770,00
Vazão inicial (m ³ /s)	0,1010
Momento de inércia do conjunto motobomba (m ⁴)	3,559
Rendimento da bomba	0,73
Altura manométrica total (m)	53,00
Rugosidade das tubulações (mm)	0,0015
Rotação do rotor (rpm)	1.750,00
Diâmetro da tubulação (mm)	300,00
Espessura da tubulação (mm)	13,10
Módulo de Elasticidade (GPa)	3,00
Coefficiente de Poisson	0,38
Celeridade estimada (m/s)	362,10
Fator de atrito	0,0072

3 RESULTADOS

Caso 1 - Experimento Soares, Covas e Ramos (2013)

A Fig. 2 ilustra a representação da adutora do caso 1 simulada no UFC 7:

A partir do desligamento do conjunto motobomba e fechamento da válvula de retenção em 1,77 segundo, a comparação realizada em análise estatística testando-se variados diâmetros para se adequar aos dados experimentais fornece as Fig. 3 e 4.

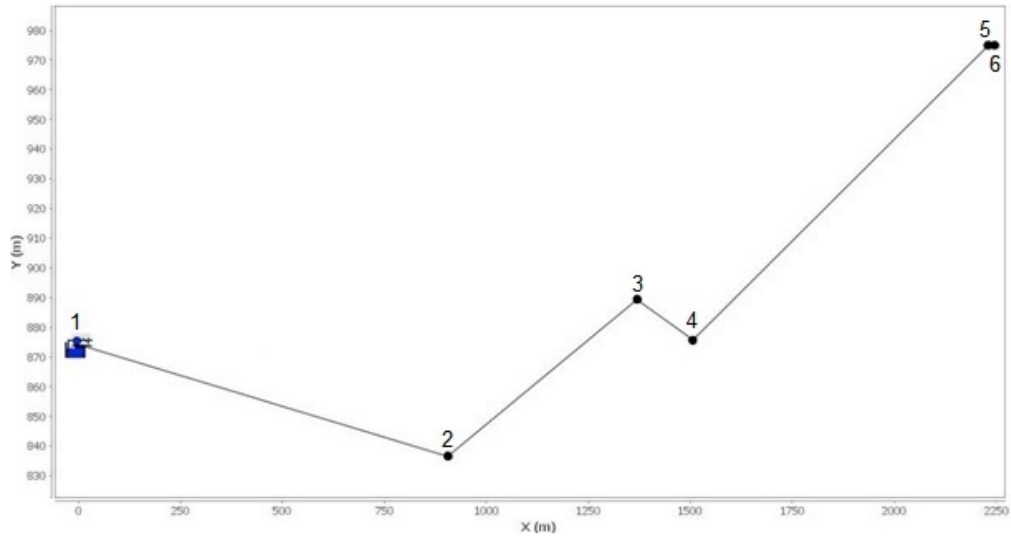


Figura 2 - Sistema de bombeamento IPG simulado no UFC 7 com a numeração dos nós.

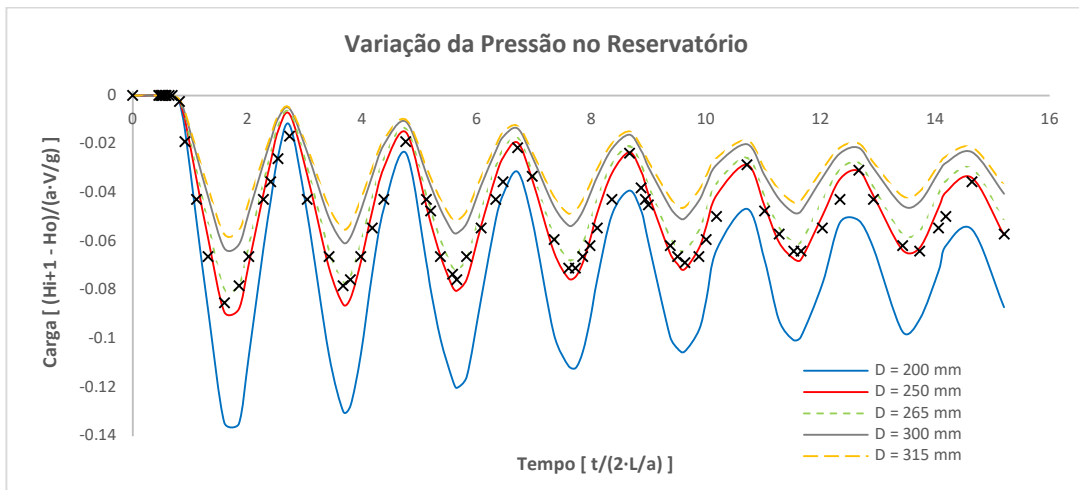


Figura 3 - Comparação da variação da pressão no reservatório de jusante com diversos diâmetros.

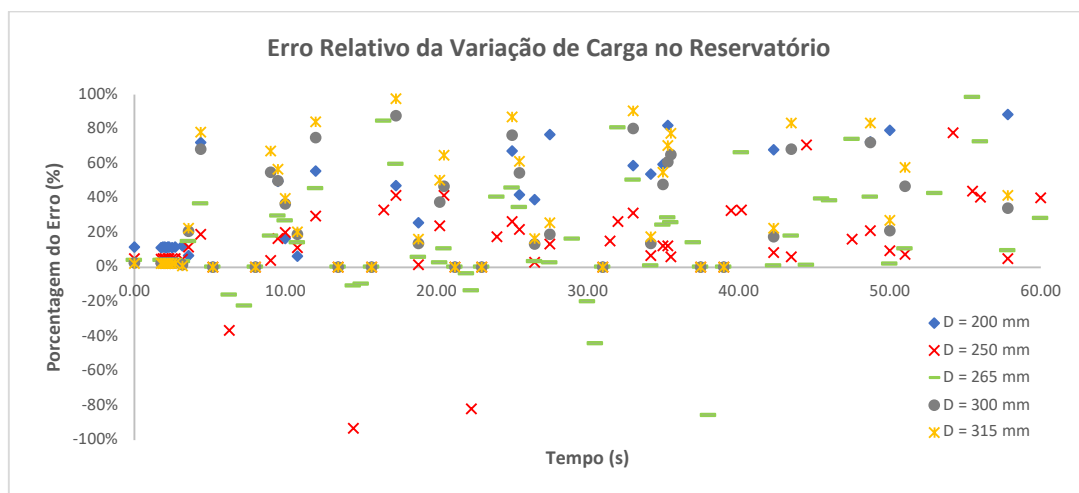


Figura 4 - Comparação dos erros relativos entre os dados experimentais e os resultados numéricos com os diâmetros testados.

A Tabela 5 exibe os valores dos índices estatísticos EQM e NSE para os diâmetros testados.

Tabela 5 - Indicadores estatísticos dos diâmetros testados

Diâmetro da Tubulação de Chegada no Reservatório	EQM	NSE
D = 200 mm	1.410	-0.970
D = 250 mm	0.240	0.943
D = 265 mm	0.254	0.936
D = 300 mm	0.613	0.627
D = 315 mm	0.752	0.440

Dessa forma, pelo fato de possuir menor EQM e maior NSE, foi considerado o diâmetro de 250 mm como aquele que mais se aproxima dos valores experimentais, além de ter apresentado 11,81% para ERM, o menor dentre os diâmetros testados.

Assim, realizando a comparação entre os Modelos 1 e 2, os seguintes resultados foram encontrados:

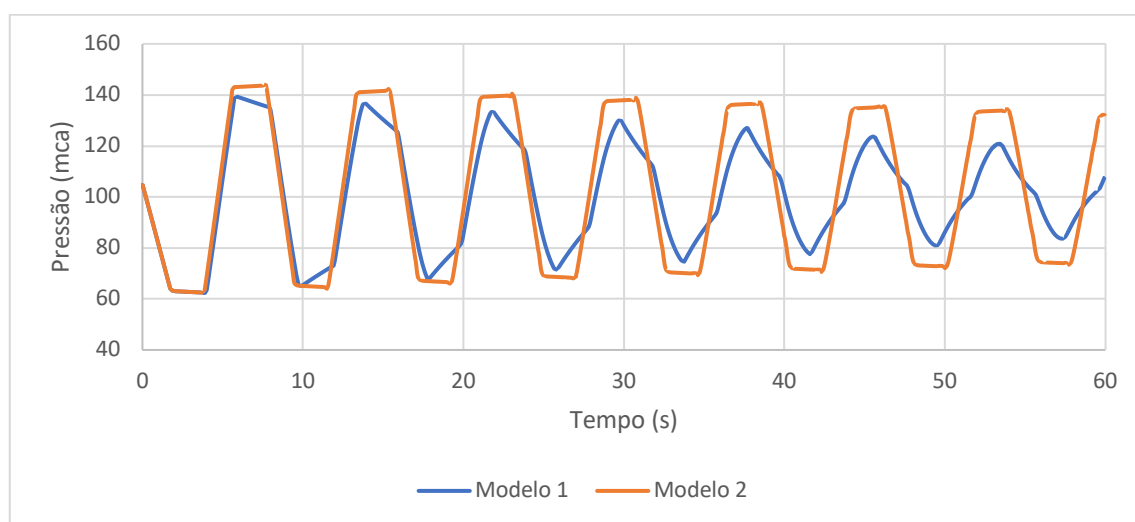


Figura 5 - Comparação entre os modelos simulados no UFC 7 na seção da bomba para a Adutora IPG.

Os valores de pressão para os dois modelos coincidem até o primeiro pico de subpressão. Essa situação não é observada ao longo do transitório. Percebe-se que, ao considerar a condição de contorno de reservatório constante, maiores valores de sobrepressão são observados no decorrer do tempo. Além disso, nessa situação, os picos apresentam um aspecto aproximadamente linear. Para a situação de reservatório com entrada livre, além de picos menores, eles

apresentam um aspecto mais pontiagudo, representando que os valores máximos e mínimos de pressão são rapidamente amortecidos, com exceção da primeira subpressão. Esse amortecimento se torna maior à medida em que o transiente vai ocorrendo, demonstrando uma atenuação consideravelmente maior daquela que ocorre com o reservatório constante, também reflexo da utilização do modelo de fator de atrito variável.

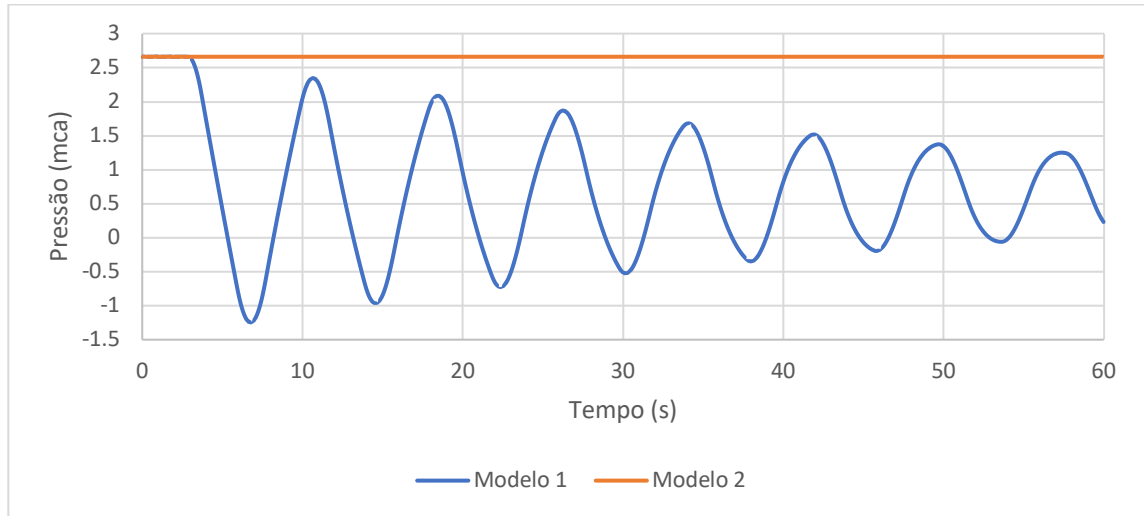


Figura 6 - Comparação entre os modelos simulados no UFC 7 na seção do reservatório para a Adutora IPG.

Já na seção do reservatório, ocorre a coincidência dos picos de pressão até aproximadamente 3,30 segundos após a paragem do conjunto motobomba. A partir desse ponto, para o reservatório livre, acontece o amortecimento desse valor devido ao encontro com a pressão atmosférica nesse ponto. A situação não é observada para o reservatório constante devido à sustentação da carga de pressão provocada pela coluna líquida presente ao con-

siderar a entrada pela parte inferior do reservatório. Além disso, nota-se que a carga de pressão tende a se estabilizar em um valor inferior àquele do reservatório constante e regime permanente anterior.

3.1 Caso 2 - Adutora com ferro

A Fig. 7 ilustra a configuração da Adutora com ferro no UFC 7:

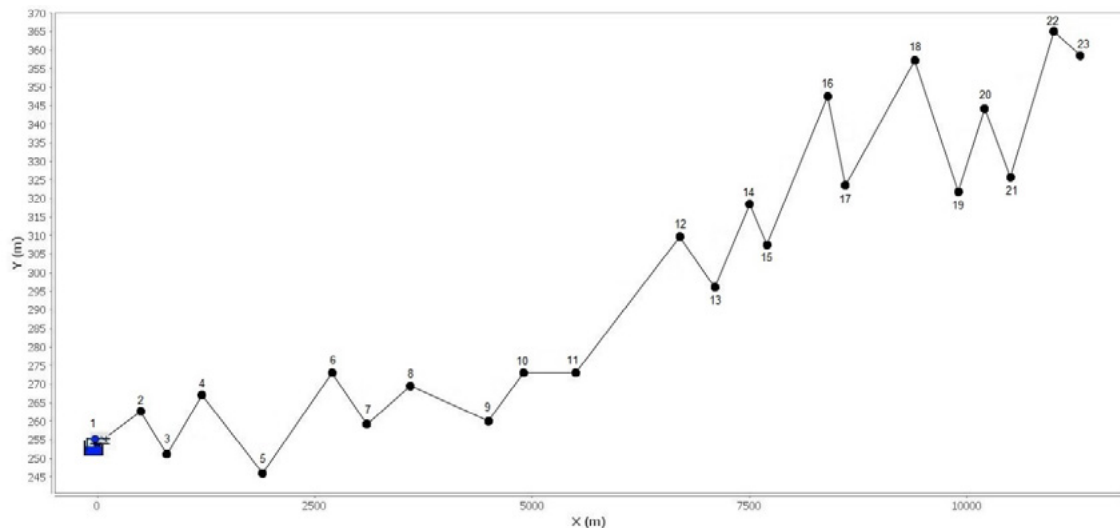


Figura 7 - Sistema de bombeamento da Adutora com ferro simulado no UFC 7 com a numeração dos nós.

A simulação do transitório hidráulico gerou os seguintes gráficos:

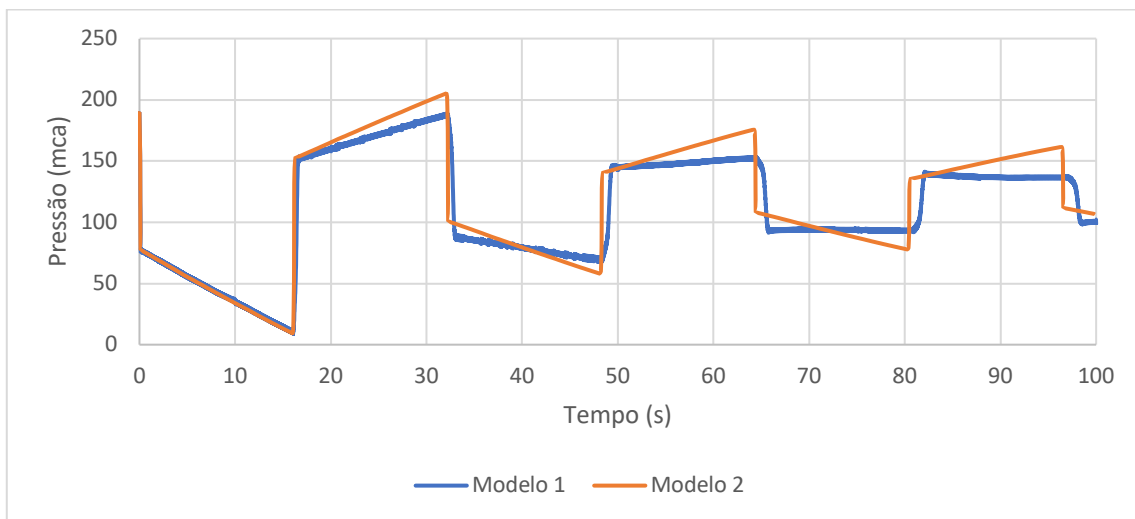


Figura 8 - Comparação entre os modelos simulados no UFC 7 na seção da bomba para a Adutora com ferro.

Percebe-se que, de forma semelhante ao caso anterior, a consideração de reservatório com entrada livre gerou menores valores de subpressão e sobrepressão na seção da bomba. O primeiro pico de subpressão coincide nos dois modelos e a partir dos picos subsequentes, os valores de pressão se distanciam. No caso do reservatório com entrada livre, há uma tendência de ocorrer um pico de pressão com valores aproximadamente constantes a partir do segundo pico de sobrepressão. Essa situação se torna diferente considerando-se carga constante para o reser-

vatório de jusante, em que ocorre um pico maior que é rapidamente dispersado. Além disso, para o reservatório constante, os valores tendem a crescer até atingir o valor máximo ou mínimo.

Para o reservatório livre, nota-se uma tendência de amortecimento dos picos de pressão de forma mais acelerada daquela considerando-se reservatório constante, o que resultaria em maior dispersão do transiente e retorno ao estado permanente, mas com um valor de pressão inferior ao regime permanente inicial.

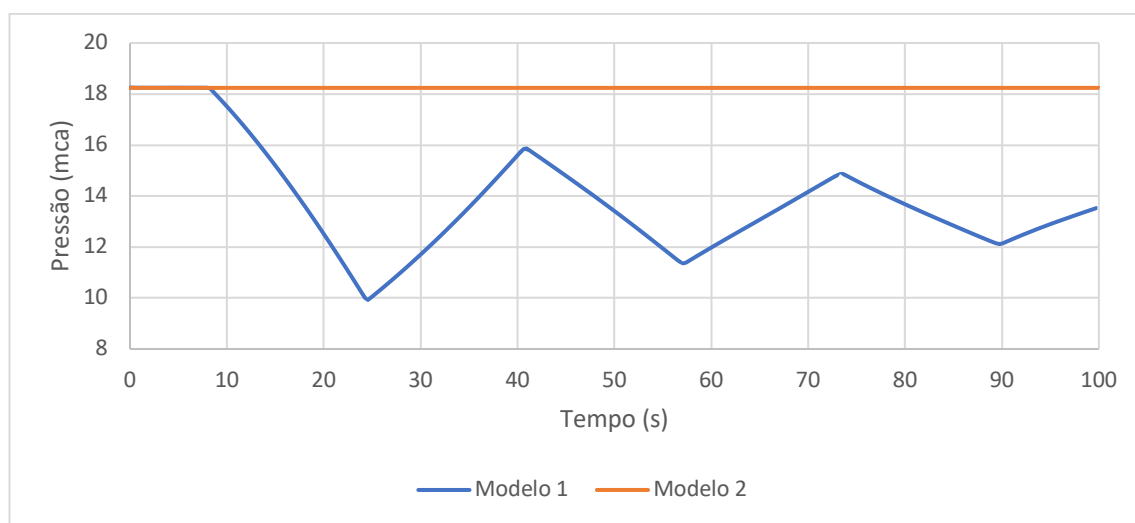


Figura 9 - Comparação entre os modelos simulados no UFC 7 na seção do reservatório para a Adutora com ferro.

De forma semelhante ao caso anterior, há uma coincidência dos valores de pressão até aproximadamente 8,37 segundos após o início do regime transiente, sendo esse valor dispersado pela presença de pressão atmosférica no ponto de extremo jusante para o caso de reservatório livre. A pressão, para a Adutora com ferro, tem um amortecimento maior do que aquele observado na Adutora IPG, passando de 18,25 m para 15,87 m no primeiro pico de sobrepressão. Essa condição se observa devido ao comprimento da adutora ser maior, o que propicia um maior tem-

po de viagem da onda de pressão, resultando em maior decaimento de seu valor. Esse fator também incide na quantidade de picos de pressão, que é menor nessa situação quando comparada à Adutora IPG. Ademais, isso também é causado pela maior altura manométrica nesse caso em relação ao anterior.

3.2 Caso 3 - Adutora Cuiá

A Fig. 10 ilustra a configuração da Adutora Cuiá dentro do UFC 7:

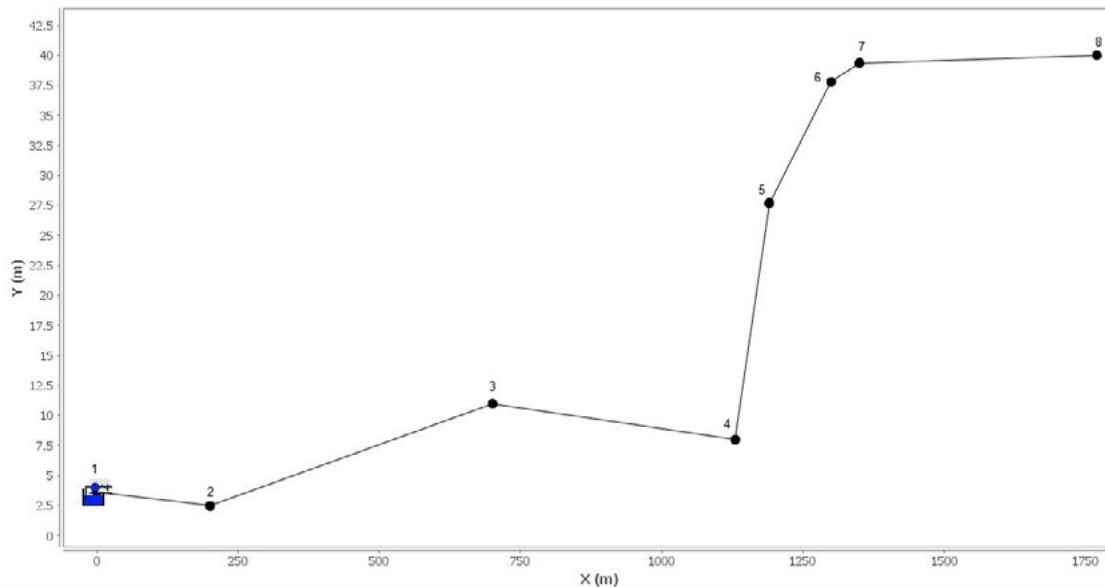


Figura 10 - Sistema de bombeamento da Adutora Cuiá simulado no UFC 7 com a numeração dos nós.

Os seguintes resultados foram gerados no UFC 7 a partir do desligamento da bomba:

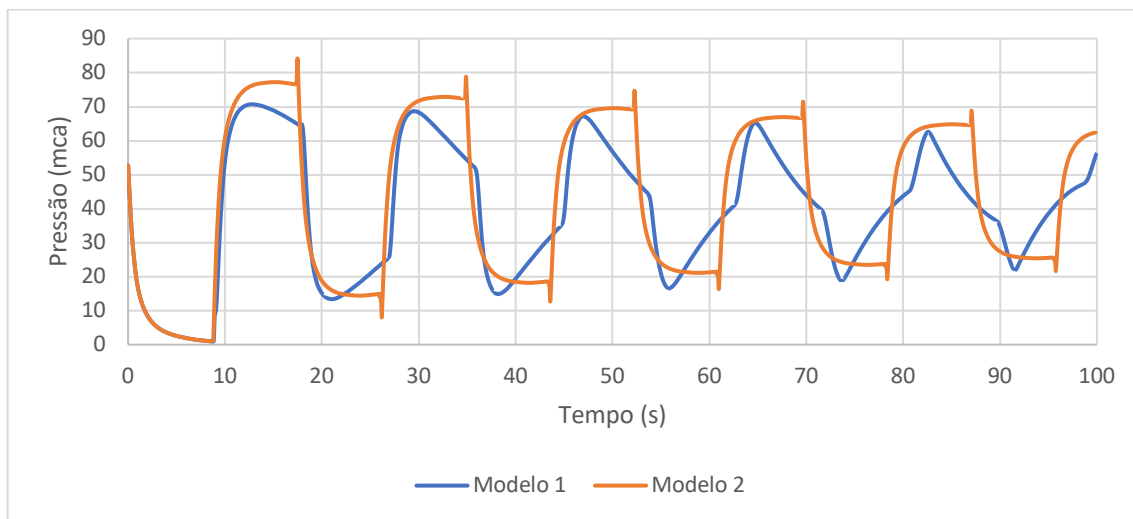


Figura 11 - Comparação entre os modelos simulados no UFC 7 na seção da bomba para a Adutora Cuiá.

Na seção da bomba, o primeiro pico de subpressão coincide para os dois modelos. A partir do primeiro pico de sobrepressão, os valores máximos de pressão são sempre maiores considerando o reservatório constante. Para a subpressão, até o terceiro pico mínimo, a situação considerando reservatório constante apresenta valores menores de pressão. Do quarto pico até o último mostrado na Fig. 11, os valores de subpressão praticamente são os mesmos.

O formato dos picos torna-se diferente ao considerar as duas condições de contorno. A principal diferença observada se dá na ocorrência dos maiores e menores valores para pressão, nos picos de sobrepressão e subpressão, respectivamente. No caso do reservatório constante, os valores máximos e mínimos de pressão ocorrem ao final dos picos; no caso do reservatório livre, esses valores ocorrem no início dos picos de pressão.

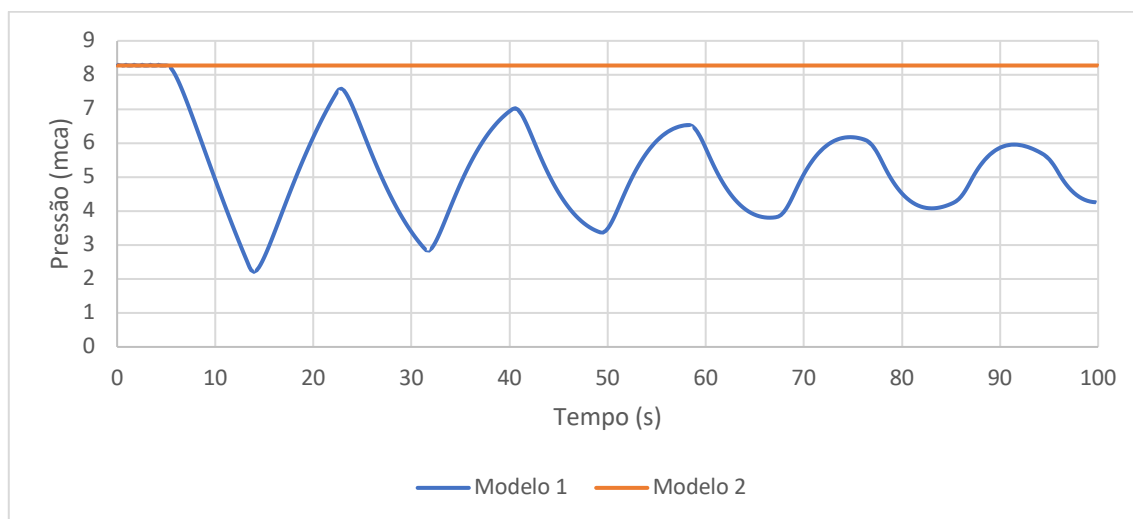


Figura 12 - Comparação entre os modelos simulados no UFC 7 na seção do reservatório para a Adutora Cuiá.

Até cerca de 5,18 segundos, ocorre a coincidência dos valores de pressão para os dois modelos em aproximadamente 8,28 mca. A partir de então, é observado um amortecimento da pressão, sendo atingido um valor de 7,56 mca no primeiro pico de sobrepressão. Contrariamente ao segundo caso, a Adutora Cuiá apresenta menor comprimento e menor altura manométrica, fator que colabora para a menor dispersão das ondas de pressão e, portanto, menor amortecimento destes valores na seção do reservatório. Observa-se, além disso, que a quantidade de picos de pressão é maior do que aquela da Adutora com ferro, também reflexo desses fatores.

Ademais, nota-se que, após os 100 segundos de transitório, a pressão tem uma tendência a se estabilizar em torno de 5 mca, menor do que o valor inicial, refletindo o amortecimento da carga de pressão devido à conexão da tubulação à entrada superior do reservatório de jusante e o contato com a pressão atmosférica.

4 CONCLUSÕES

Os resultados obtidos com a metodologia proposta neste trabalho apresentam resultados inferiores aos encontrados quando é considerada a condição de carga constante para reservatório de jusante. Apesar de a última corresponder a uma abordagem mais conservadora, esta não representa, apropriadamente, a forma como o sistema se comporta no caso de a tubulação se conectar pela entrada superior do reservatório. Portanto, o modelo proposto é relevante para a manutenção e a operação dos sistemas hidráulicos caso eles apresentem essa configuração.

Ademais, ao considerar a carga variável no reservatório, após a falha da bomba, ocorre um alívio de pressão e a carga de pressão tende a estabilizar em um valor menor do que aquele do regime

permanente anterior ao transiente. Essa situação é observada pelo fato de, após a paragem da bomba, ainda haver água descarregando para o reservatório enquanto a onda de pressão ainda não chegou na seção final da tubulação. Ao encontrar a pressão atmosférica e após a inversão do sentido da onda de pressão, esta viaja de jusante para montante com um valor menor decorrente do choque com a pressão atmosférica. Do contrário, isso não ocorreria caso a tubulação fosse conectada pela entrada inferior do reservatório, uma vez que a coluna líquida sustentaria o valor de pressão durante o evento transiente.

A consideração da entrada por cima gerou um alívio considerável de sobrepressões, que chegou até cerca de 13,46 mca no caso da Adutora Cuiá e 15,63 mca no caso da Adutora com ferro, o que significa um superdimensionamento do sistema hidráulico quando é considerada carga constante no extremo jusante.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Resumo: Teixeira LFC; **Introdução:** Teixeira LFC; **Materiais e Métodos:** Teixeira LFC, Sanders Neto VC e Paiva BA; **Resultados e Discussões:** Teixeira LFC, Sanders Neto VC e Paiva BA; **Conclusões:** Teixeira LFC; **Redação – Primeira versão:** Teixeira LFC; **Redação – Revisão & Edição:** Sanders Neto VC, Paiva BA, Barbosa JMC e Castro MAH; **Infraestrutura:** Castro MAH.

6 AGRADECIMENTOS

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo apoio e financiamento desta pesquisa. Ao Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental e ao Laboratório de Hidráulica Computacional (LAHC), pelo suporte técnico.

7 REFERÊNCIAS

CHAUDHRY, M. H. **Applied Hydraulic Transients**. Third. Columbia, SC, USA: Van Nostrand Reinhold Ltd., 2014. 487 p. ISBN 9781461485377.

KANDIL, M.; KAMAL, A.M.; EL-SAYED, T.A.. Effect of pipematerials on water hammer. **International Journal of Pressure Vessels and Piping**, Cairo, v. 179, n. 103996, p. 1-8, jan. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ijpvp.2019.103996>.

MARTINS, N. M.; CARRIÇO, N. J. G.; RAMOS, H. M.; COVAS, D. I. C.. Velocity-distribution in pressurized pipe flow using CFD: Accuracy and mesh analysis. **Computers & Fluids**, v. 105, p. 218-230, 2014.

SAEMI, S.; RAISEE, M.; CERVANTES, M. J.; NOURBAKHS, A.. Computation of two-and three-dimensional water hammer

flows. **Journal of Hydraulic Research**, v. 57, n. 3, p. 386-404, 2019.

SOARES, Alexandre Kepler; COVAS, Dídia I. C.; RAMOS, Helena M.. Damping Analysis of Hydraulic Transients in Pump-Rising Main Systems. **Journal of Hydraulic Engineering**, Lisboa, v. 139, n. 2, p. 233-243, fev. 2013. American Society of Civil Engineers (ASCE). [http://dx.doi.org/10.1061/\(asce\)hy.1943-7900.0000663](http://dx.doi.org/10.1061/(asce)hy.1943-7900.0000663).

VÍTKOVSKÝ, J.P.; MARTIN, L.; SIMPSON, A.; BERGANT, A.. **Advances in unsteady friction modelling in transient pipe flow**. The 8th International Conference on Pressure Surges, BHR, The Hague, The Netherlands, 12-14 April, 2000.

WYLIE, E. B.; STREETER, V. L.; SUO, L. **Fluid Transient in Systems**. Prentice Hall. New Jersey, USA., 1993.

Análise do impacto da condição de Courant no cálculo da rugosidade em redes hidráulicas utilizando algoritmo genético (AG) e o método transiente inverso (MTI)

Analysis of the impact of the Courant condition on the calculation of roughness in hydraulic networks using genetic algorithm and transient inverse method

• **Data de entrada:**
04/03/2021

• **Data de aprovação:**
16/05/2022

David Gomes Fernandes^{1*} | John Kenedy de Araújo¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2022.048>

ORCID ID

Fernandes DG  <https://orcid.org/0000-0002-3982-0706>

Araújo JK  <https://orcid.org/0000-0001-6778-3036>

Resumo

A condição de Courant é muito utilizada nos cálculos de transiente hidráulico para garantir estabilidade ao método de cálculo. Entretanto, para um cálculo implícito e iterativo, essa influência pode ser irrisória. Neste trabalho, calculou-se a rugosidade em duas redes de distribuição de água previamente estabelecidas de duas maneiras: respeitando e não respeitando a condição de Courant, de forma a verificar seu impacto. Essas redes possuem características e tamanhos diferentes, de forma que se possa avaliar o impacto causado por essas mudanças no resultado final da simulação. Para isso utilizou-se um software de cálculo de transiente hidráulico utilizando Método Transiente Inverso em conjunto com Algoritmo Genético (AG) em sua configuração real para otimização. As características do algoritmo genético, como mutação, elitismo e cruzamento, são definidas por meio de testes em uma versão menor e com menos iterações do software utilizado para o cálculo final das rugosidades.

Palavras-chave: Redes de Distribuição. Transiente Hidráulico. Algoritmo Genético. Condição de Courant. Rugosidade. Método Transiente Inverso.

Abstract

The Courant condition is widely used in hydraulic transient calculations to guarantee stability to the calculation method. However, for an implicit and iterative calculation, this influence can be negligible. In this work, we calculated the roughness in two water distribution networks previously established in two ways: respecting and not respecting the Courant condition, in order to verify its impact. These networks have different characteristics and sizes so the impact caused by these changes in the final result of the simulation can be evaluated. For this, we use a hydraulic transient calculation software using Transient Inverse Method and Genetic Algorithm (AG) in its real configuration for optimization. The characteristics of the genetic algorithm, such as mutation, elitism and crossover, are defined through tests in a smaller version and with fewer iterations of the software used for the final roughness calculation.

Keywords: Distribution networks. Hydraulic transient. Genetic Algorithm. Courant condition. Roughness. Transient Inverse Method.

¹ Universidade Federal do Ceará (Campus Pici) - Fortaleza - Ceará - Brasil.

*Autor correspondente: david.gomesf1@gmail.com.

1 INTRODUÇÃO

Problemas de redes de distribuição de água são de grande importância para a sociedade, por isso têm despertado interesse nos pesquisadores e engenheiros. É necessária a garantia de levar água suficiente para abastecer a população sem perder qualidade e sem gastos desnecessários.

Uma rede de distribuição é formada por diversos tubos que levam água de um reservatório a vários pontos de demanda, onde parte dessa água é coletada. Nesse sistema estão bombas, válvulas, nós e outros obstáculos que podem afetar o fluxo, interferindo na vazão de água. O sistema sem interferências gera um escoamento permanente onde a vazão é constante e a resolução é mais simples, com estudos e métodos já bem consolidados sobre esse tema. A ação de alguns elementos da rede, porém, como válvula e bomba, pode causar um escoamento transiente na rede, modificando a vazão, causando sobrepressão e/ou subpressão nas tubulações de forma cíclica, o que pode ser considerado um fator crítico do projeto. Isso causa a formação de uma onda extremamente rápida dentro do tubo, responsável pela alta variação de pressão causada, cuja velocidade chama-se de celeridade.

A verificação constante das variáveis do sistema e de seu comportamento ao longo do tempo é imprescindível para o bom funcionamento da rede. Devem-se medir constantemente seus parâmetros e refazer simulações com objetivo de comparar e identificar problemas que possam estar presentes, como o grande aumento na rugosidade, interferindo na vazão; vazamentos; tubos destruídos, etc. Segundo Zahed (1990), a identificação mais difícil para a reprodução do comportamento hidráulico das redes é a da rugosidade, devido a sua característica dinâmica, e exige levantamentos sobre toda a rede.

O cálculo das propriedades das redes hidráulicas pode ser feito utilizando os valores de carga

ou vazão do sistema em um processo de cálculo inverso. Segundo Araújo (2003), no problema inverso os parâmetros são variáveis. Araújo (2003) utilizou o Método Transiente Inverso (MTI) para realizar cálculos dessa natureza. Esse método faz uso do cálculo nas condições permanentes e transientes de um sistema por meio de uma propriedade observada, neste caso a rugosidade. Após isso, os valores de carga encontrados são utilizados para calcular a propriedade que foi observada, buscando assim os valores mais próximos possíveis.

Utilizam-se geralmente métodos de otimização para alguns desses cálculos, onde é buscado o valor ótimo de uma função objetivo (FO), máximo ou mínimo, para obter o resultado da simulação como o mais próximo possível da realidade, para que possa ser feita a análise correta da situação e se tome a decisão mais plausível. No caso deste trabalho, utilizou-se o método de algoritmo genético (AG).

Segundo Vasconcelos et al. (2015), a calibração é o primeiro passo ao estudar uma rede já existente, e consiste no processo de identificação de parâmetros físicos e operacionais que podem variar com o tempo, permitindo a identificação dos novos valores.

Cunha et al. (2015) afirmam a importância da calibração para quantificar perdas, para que os dados analisados sejam gerados com confiança por modelos de pressão x vazamento.

Salvino et al. (2015) utilizaram algoritmo genético multiobjetivo para uma calibração multivariada de redes de abastecimento de água, utilizando até sete variáveis: rugosidade, demanda, perda de carga singular, cota topográfica, vazamentos, diâmetros e válvulas.

Bhave (1988) afirma que a calibração de modelos de redes de distribuição de água é importante na previsão de seu comportamento em diferen-

tes condições, além do planejamento de eventuais expansões.

Para o cálculo de transientes hidráulicos utiliza-se comumente o método das características. Nesse método, os tubos são divididos em várias seções e, em cada passo de tempo, as variáveis de cada seção são calculadas levando em consideração as seções vizinhas do passo de tempo anterior, bem como condições de contorno como válvulas e reservatório. Assim é possível calcular as variáveis ao longo de um transiente em um tempo desejado.

Os métodos numéricos, porém, podem não fornecer a estabilidade necessária para o cálculo. Para garantir essa estabilidade, utiliza-se o cálculo do número de Courant —uma relação entre o tamanho de seção dos tubos e o passo de tempo da iteração— nos problemas de transiente hidráulico, que deve ter valor igual ou inferior a 1.

Quando a condição de Courant não ocorre no método das características de um transiente hidráulico, modificam-se um pouco os parâmetros para que essa condição seja respeitada, por meio do cálculo de uma celeridade fictícia.

É debatível, porém, o impacto dessa estabilidade em um problema de transiente hidráulico em redes de distribuição. Então é preciso uma análise do verdadeiro impacto da condição de Courant nos resultados dos cálculos e a verificação do tamanho da diferença causada por utilizar ou não a celeridade fictícia nos cálculos de problemas hidráulicos em redes de distribuição, notadamente na identificação da rugosidade.

1.1 Escoamento Transiente

Segundo Chaudhry (2014), escoamento transiente é um estágio intermediário de fluxo onde as condições de fluxo mudam de um estágio estacionário para outro estágio estacionário, que

são tipos de fluxo onde não há a mudança de propriedades ao longo do tempo em um determinado ponto.

O fluxo transiente em condutos fechados é descrito por duas equações básicas: equação de conservação da massa e momento que, aplicadas em condutos fechados, tornam-se as Eq. 1 e 2 abaixo:

$$\frac{\partial p}{\partial t} + V \frac{\partial p}{\partial x} + \rho a^2 \frac{\partial V}{\partial x} = 0 \quad (1)$$

$$\frac{\partial V}{\partial t} + V \frac{\partial V}{\partial x} + \frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial x} + g \sin \theta + \frac{fV|V|}{2D} = 0 \quad (2)$$

onde p [ML⁻¹T⁻²] é a pressão nos tubos, t [T] é o tempo, V [LT⁻¹] é a velocidade do escoamento, ρ [ML⁻³] é a massa específica do fluido, x [L] é a distância de um ponto a outro, a [LT⁻¹] é a celeridade (velocidade da onda de pressão), g [LT⁻²] é a aceleração da gravidade, D [L] é o diâmetro do tubo, f é o fator de atrito de Darcy-Weisbach e θ é o ângulo de inclinação dos tubos.

Aplicando as condições de que os termos $V \left(\frac{\partial V}{\partial x} \right)$ e $V \left(\frac{\partial p}{\partial x} \right)$ são muito menores que os demais termos, e que a inclinação θ do sistema é muito pequeno, obtêm-se as Eq. 3 e 4 para a equação da continuidade e do momento, respectivamente.

$$\frac{\partial H}{\partial t} + \frac{a^2}{gA} \frac{\partial Q}{\partial x} = 0 \quad (3)$$

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + gA \frac{\partial H}{\partial x} + \frac{fQ|Q|}{2DA} = 0 \quad (4)$$

onde H [L] é a carga piezométrica, Q [L³T⁻¹] é a vazão volumétrica no tubo e A [L²], a área do tubo

1.2 Método das Características

O método das características é um dos métodos numéricos mais utilizados para a solução de pro-

blemas que envolvem transientes hidráulicos, permitindo encontrar soluções para as equações diferenciais parciais 3 e 4 por meio de uma transformação em equações diferenciais totais que podem ser integradas. O método das características permite conhecer vazões e cargas hidráulica ao longo de todo o trecho das tubulações em cada passo de tempo t definido.

Uma série de condições de contorno também se fazem necessária para finalizar a aplicação do método. Uma grande vantagem do método das características, ainda, é mostrar claramente o comportamento e as consequências causadas nas cargas hidráulicas pela onda de pressão no sistema, viajando com celeridade a ao longo dos trechos da tubulação em determinado tempo t . A demonstração das equações do método das características pode ser encontrada em referências como Chaudhry (2014) e Wylie e Streeter (1993).

As Eq. 3 e 4 são combinadas linearmente por meio de um multiplicador λ na forma $(L = L_1 + \lambda L_2)$, onde L_1 e L_2 são as equações 3 e 4.

Desenvolvendo as Eq. 3 e 4, transformando as derivadas parciais em derivadas totais, obtém-se a Eq. 5.

$$\lambda = \pm \frac{1}{a} \tag{5}$$

Dessa forma, as Eq. 3 e 4 tornam-se as Eq. 6 e 7.

$$\frac{dQ}{dt} + \frac{a}{gA} \frac{dH}{dt} + \frac{fQ|Q|}{2DA} = 0 \tag{6}$$

$$\frac{dQ}{dt} - \frac{gA}{a} \frac{dH}{dt} + \frac{fQ|Q|}{2DA} = 0 \tag{7}$$

As Eq. 6 e 7 representam a trajetória da onda para jusante e para montante, respectivamente. Elas podem ser retratadas nas retas da figura 1. A trajetória de A a P corresponde à Eq. 6, enquanto a trajetória de P a B corresponde à Eq. 7.

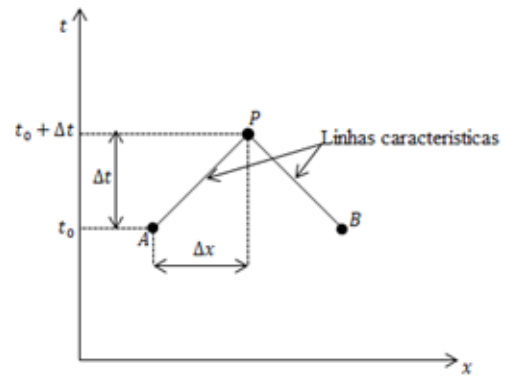


Figura 1 - Linhas características no plano (x, t).

Na Fig. 1, um distúrbio no ponto A no tempo t_0 viaja através da linha AP em um tempo Δt para chegar ao ponto P em um tempo $t = t_0 + \Delta t$. Da mesma forma, um distúrbio no ponto B viaja através da linha BP para chegar ao ponto P.

Por último, multiplicando as Eq. 6 e 7 por dt e integrando:

$$B(Q_P - Q_A) + (H_P - H_A) + RQ_A|Q_A| = 0 \tag{8}$$

$$B(Q_P - Q_B) - (H_P - H_B) + RQ_B|Q_B| = 0 \tag{9}$$

Onde:

$$R = \frac{fa\Delta t}{2gDA^2} \tag{10}$$

$$B = \frac{a}{gA} \tag{11}$$

As Eq. 9 e 10 podem ser reescritas como as equações C^+ e C^- , respectivamente, mostradas pelas Eq. 12 e 14.

$$C^+: H_P = C_P - BQ_P \tag{12}$$

$$C_P = H_A + BQ_A - RQ_A|Q_A| \tag{13}$$

$$C^-: H_P = C_A + BQ_P \quad (14)$$

$$C_A = H_B - BQ_B - RQ_B|Q_B| \quad (15)$$

Dessa forma, cada ponto em um passo de tempo posterior pode ser descoberto por meio das equações C- e C+ de dois pontos anteriores, um a jusante e um a montante. A exceção é quando o ponto está nas fronteiras do sistema, sendo junto ao reservatório ou na saída da tubulação. Nesse caso são necessárias condições de contorno que forneçam novas equações para a resolução do sistema linear.

1.3 Método Transiente Inverso

Os problemas em redes podem ser de duas naturezas: diretos e inversos. Os problemas diretos utilizam as características e parâmetros das redes para o cálculo das cargas e vazões. Já nos problemas inversos, as cargas ou vazões são conhecidas, mas alguns parâmetros da rede são desconhecidos. Das cargas ou vazões, então, é possível descobrir os parâmetros.

Boulos e Altman (1991) utilizaram um algoritmo explícito para calibração e otimização de uma rede de tubos que se baseia em resolver equações de uma rede em estado estacionário com condições de contorno em termos dos parâmetros do sistema, buscando satisfazer ao mesmo tempo as condições de contorno do problema e as leis de conservação. Segundo Silva (2006), método explícito é aquele onde os parâmetros são determinados por meio de resolução de sistemas de equações não-lineares, exigindo o número de pressões e/ou vazões como sendo iguais ao número de parâmetros desconhecidos.

Araújo e Chaudhry (2004) utilizaram um método implícito, o Método transiente Inverso (MTI), na calibração de rugosidades em redes. Métodos

implícitos consistem na estimativa dos parâmetros desconhecidos, utilizando algum algoritmo de otimização, de forma que os valores estimados se aproximem cada vez mais dos valores reais. De acordo com Araújo (2003), métodos inversos indiretos utilizam um processo iterativo, onde parâmetros variam e a simulação continua até que atinjam valores satisfatórios para o problema. Nessa etapa entra o AG, definindo a forma com que os parâmetros variam. Soluções indiretas são as mais utilizadas devido à simplicidade e ao fato de serem menos sensíveis a erros de entrada (Araújo, 2003).

Já os métodos diretos, por sua vez, buscam resolver as equações diferenciais, considerando os parâmetros como variáveis dependentes.

No caso deste trabalho, com um método de solução indireto, as cargas em regime transiente de um dos pontos da rede são conhecidas e, por meio delas, são calculadas as rugosidades de todos os tubos da rede. Para isso, as cargas do problema vão ser calculadas com uma rugosidade conhecida por meio de um método direto. Esses valores, então, serão utilizados para estimar novas rugosidades, que serão comparadas com os valores originais.

1.4 Estabilidade e condição de Courant

Smith apud Chaudhry (2014) afirma que para uma solução numérica precisa de uma equação diferencial parcial, a aproximação por diferenças finitas deve satisfazer condições de convergência e estabilidade.

Segundo Chaudhry (2014), diz-se que um esquema de diferenças finitas convergiu quando a solução exata das equações de diferenças finitas tende à solução exata das equações diferenciais parciais quando tanto Δt como Δx tendem a zero. Como não é possível estabelecer condições diretas de convergência, as equações diferenciais

parciais devem ser investigadas baseadas nos conceitos de estabilidade e consistência. Diz-se, portanto, que um esquema de diferenças finitas converge quando ele é estável e consistente com a equação diferencial.

Segundo Chaudhry (2014), uma solução de diferenças finitas só possuiria uma solução exata se os computadores trabalhassem com infinitas casas decimais. Como isso não ocorre, há sempre um erro inerente ao método numérico utilizado, que aumenta a cada iteração. Essa taxa de aumento de erro, em cada passo de tempo, pode sofrer um aumento, um decréscimo, ou permanecer constante.

Um método é dito estável quando o aumento do erro a cada passo permanece limitado quando o tempo de execução tende ao infinito. Já quando esse erro está sempre crescente, chama-se o método de instável. Quando isto ocorre, o erro pode crescer rapidamente em poucos passos de tempo, retornando à solução errada do modelo, levando a conclusões falsas. Ainda segundo Chaudhry (2014), um método é dito incondicionalmente estável quando não existem condições de estabilidade que precisam ser atendidas por este método.

Não existem critérios de convergência e estabilidade para equações diferenciais parciais não lineares. O estudo da estabilidade, portanto, é determinado por meio da relação entre Δt e Δx na solução numérica da equação. Chaudhry (2014) diz que critérios de convergência e estabilidade são muito difíceis de serem determinados. Entretanto, é possível estabelecer alguns critérios linearizando ou ignorando os termos não-lineares. Essa técnica é razoável quando utilizada em sistemas onde os termos não-lineares são relativamente pequenos quando comparados aos termos lineares.

O'Brien et al. apud Chaudhry (2014) desenvolveu um processo que mostra que um processo de diferenças finitas é estável quando obedece à Eq. 16:

$$\Delta x \geq a\Delta t \quad (16)$$

A equação 55 é conhecida como condição de estabilidade de Courant-Friedrich-Lewy (CFL), ou simplesmente condição de Courant. O número de Courant (C_N) é definido como na Eq. 17:

$$C_N = \frac{a\Delta t}{\Delta x} \quad (17)$$

Portanto, para um processo ser estável, com um passo de tempo Δt e divisões de tubos com tamanho Δx , deveria-se ter $C_N \leq 1$.

Como o método ignora o termo de atrito, pode haver uma instabilidade no método, mesmo que a condição de Courant seja obedecida, em casos onde este termo se torna grande demais.

Caso a condição de Courant não seja obedecida, deve-se ajustar os valores de Δt ou Δx para garantir a estabilidade do método. Isso nos faz usar um parâmetro denominado celeridade fictícia, dado pela equação 18:

$$a_f = \frac{\Delta t}{\Delta x} \quad (18)$$

O objetivo nesse trabalho é verificar o verdadeiro impacto da condição de estabilidade nos resultados de uma rede de distribuição de água, resolvendo um problema tanto fazendo seu uso quando negligenciando-a. Assim pode-se observar o erro causado pela desobediência na condição de Courant, e se ela é verdadeiramente impactante a ponto de ser necessária a preocupação em obedecê-la.

1.5 Algoritmo Genético

Os algoritmos genéticos são um método de busca e otimização inspirados no princípio de seleção natural proposto por Charles Darwin (1859), que afirma que o indivíduo mais adaptado ao

ambiente terá uma chance maior de sobreviver e de dar prosseguimento às gerações futuras quando comparado aos indivíduos de mesma espécie menos adaptados.

Baseando-se nessa ideia, depois de anos de estudo e tentativa de desenvolver uma ideia baseada na seleção natural, foi proposto por Holland (1975) e divulgado por Goldberg (1989) um método de otimização em que uma população inicial poderia evoluir por meio de cruzamentos e mutações genéticas para que, pela seleção natural, pudessem chegar a uma população final que apresenta o melhor resultado de adaptação, ou próximo disso, para o problema que se busca resolver, criando bases teóricas para o algoritmo genético. Inicialmente, a ideia de Holland não era criar um algoritmo de cálculos computacionais de problemas específicos, mas sim estudar a adaptação que ocorre no meio ambiente.

Cunha et al. (2015) afirma ainda a importância da calibração para quantificação de perdas, para que os dados analisados sejam gerados com mais confiança por modelos de pressão versus vazamento.

Salvino et al. (2015) utilizou algoritmo genético multiobjetivo para uma calibração multivariada de redes de abastecimento de água, utilizando até sete variáveis: rugosidade, demanda, perda de carga singular, cota topográfica, vazamentos, diâmetros e válvulas.

Bhave (1988) afirma que a calibração de modelos de redes de distribuição de água é importante na previsão de seu comportamento em diferentes condições, além do planejamento de eventuais expansões.

Segundo Andrade (2017), trabalhos como Silva (2003), Soares (2003) e Wu e Sage (2006) mos-

tram que é completamente viável a utilização do algoritmo genético na otimização de modelos implícitos de calibração, com as vantagens de não ser necessária a compreensão do problema, tem uma aplicabilidade para problemas em geral e possui excelente desempenho nos resultados.

O parâmetro que mede aptidão é a função objetivo (FO), que deve ser maximizada ou minimizada a depender da função escolhida.

Estabelecida uma população inicial, o algoritmo genético trabalha com processos de mutação, cruzamento e elitismo para modificar e as soluções mais aptas ao problema.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

Duas redes, mostradas nas Fig. 2 e 3, foram utilizadas para um cálculo de regime transiente, a partir de rugosidades observadas, e, em seguida, um processo de otimização para cálculo de novas rugosidades utilizando as cargas e vazões transientes obtidas. Essas rugosidades calculadas serão utilizadas para recalcular novos regimes transiente e permanente.

Esses cálculos foram realizados por meio de três programas desenvolvidos por Araújo (2003). O programa P1 calcula as condições permanentes das redes; o programa P2 calcula as condições transientes; o programa P3 utiliza o Método Transiente Inverso e o algoritmo genético para otimizar e calcular as novas rugosidades baseadas nas cargas geradas pelos programas anteriores. Cada programa fará o cálculo para as redes em duas situações: considerando e não considerando a condição de Courant, utilizando assim as celeridades reais e fictícias.

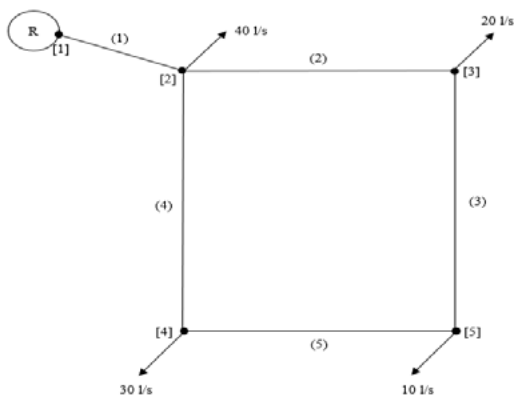


Figura 2 - Rede 1.

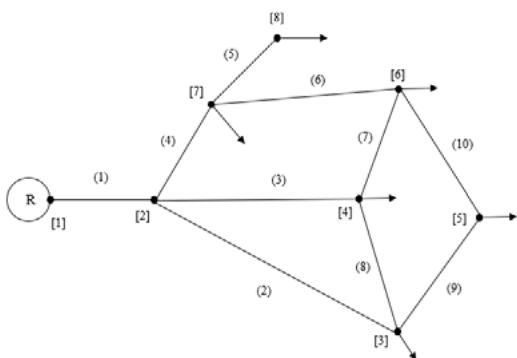


Figura 3 - Rede 2.

Nas duas redes um nó foi monitorado durante o transiente. Nesses nós ocorreu o evento que causou o transiente: uma variação brusca nas vazões de demanda. Na rede 1 o nó 5 teve demanda variando de 10 l/s a 0 l/s em 5 segundos, enquanto na rede 2 o nó 4 teve demanda variando de 125 l/s a 0 l/s no mesmo tempo. O tempo de simulação transiente foi 30 segundos para a rede 1 e 10 segundos para a rede 2, totalizando 300 e 80 passos de tempo, respectivamente.

Os demais dados do problema, como o diâmetro de cada tubo (D), comprimento do tubo (L), espessura do tubo (e), coeficiente de Poisson (ν), celeridade (a), celeridade fictícia (a^*), rugosidade (ϵ), passo de tempo (Δt), a cota (Z) e número de Courant (CN), estão presentes nas tabelas 1 e 2. Cada tubo foi dividido em partes de, no máximo, 150 m para a rede 1 e 200 m para a rede 2. Considerou-se que material dos tubos possui módulo de elasticidade de 120 GPa e a água possui módulo de compressibilidade de 2.19 GPa. A carga inicial do reservatório na rede 1 é de 453 m e na rede 2 é de 60 m.

Tabela 1 - Dados da rede 1.

TUBO	D (m)	L (m)	e (mm)	ν	a (m/s)	a^* (m/s)	ϵ (mm)	Δt (s)	CN	Z(m)
1	0.250	500.0	10	0.25	1251.7	1250.0	0.0500	0.10	1.001351	0.0
2	0.200	700.0	10	0.25	1289.0	1400.0	0.0500	0.10	0.920719	400.0
3	0.150	800.0	10	0.25	1329.9	1333.3	0.0500	0.10	0.997406	405.0
4	0.150	800.0	10	0.25	1329.9	1333.3	0.0500	0.10	0.997406	410.0
5	0.150	700.0	10	0.25	1329.9	1400.0	0.0500	0.10	0.949910	420.0

As propriedades do algoritmo genético foram escolhidas em uma versão menor do programa P3, onde todas as combinações de características da tabela 3 foram utilizadas para otimizar a rugosidade, por meio dos resultados dos programas P2 e P1. Serão escolhidas as três características que apresentarem as menores FO's para utilização posterior.

A melhor solução que possuir menor função objetivo será separada para as análises gráficas de comparação com as soluções observadas e de outro tipo de celeridade. O algoritmo genético terá 50 gerações com uma população de 100.

Tabela 2 - Dados da rede 2.

TUBO	D (m)	L (m)	e (mm)	v	a (m/s)	a* (m/s)	ε (mm)	Δt (s)	CN	Z(m)
1	0.500	700.0	10	0.25	1104.1	1400.0	0.0500	0.125	0.788612	0.00
2	0.250	1800.0	10	0.25	1251.7	1600.0	0.0500	0.125	0.782306	0.00
3	0.400	1520.0	10	0.25	1156.6	1520.0	0.0500	0.125	0.760921	0.00
4	0.300	1220.0	10	0.25	1217.4	1394.3	0.0500	0.125	0.873161	0.00
5	0.300	600.0	10	0.25	1217.4	1600.0	0.0500	0.125	0.760897	0.00
6	0.200	1220.0	10	0.25	1289.0	1394.3	0.0500	0.125	0.924493	0.00
7	0.250	920.0	10	0.25	1251.7	1472.0	0.0500	0.125	0.850332	0.00
8	0.150	300.0	10	0.25	1329.9	1200.0	0.0500	0.125	1.108229	0.00
9	0.200	600.0	10	0.25	1289.0	1600.0	0.0500	0.125	0.805629	0.00
10	0.100	1220.0	10	0.25	1374.9	1394.3	0.0500	0.125	0.986091	0.00

Tabela 3 - Características do AG.

Característica	Identificação	Tipo	Porcentagem (%)
Cruzamento	1	Aritmético	80
	2	Média	
	3	Blx - α	
	4	Heurístico	
Mutação	1	Uniforme	0.02
	2	Não-uniforme	
	3	Limite	
Elitismo	1	Aleatória	50
	2	Melhores pais	

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

De posse das tabelas 1 e 2 calcularam-se as condições permanentes do problema simulando com o programa apropriado. Os resultados das vazões (Q) e cargas (H) permanentes estão nas

Tabelas 4 e 5. Pelos resultados, calcularam-se as cargas e vazões transientes ao longo da simulação nos nós monitorados. Esses dados foram utilizados para calcular as características do AG, presentes nas Tabelas 6 e 7.

Tabela 4 - Vazões e cargas permanentes para a rede 1.

TUBO	Q _{fictícia} (m³/s)	H _{fictícia} (m)	Q _{real} (m³/s)	H _{real} (m)
1	0.100001	453.00	0.100002	453.00
2	0.036110	446.45	0.036111	446.44
3	0.023890	442.39	0.023890	442.39
4	0.016110	437.52	0.016110	437.51
5	0.006110	438.14	0.006110	438.13

Tabela 5 - Vazões e cargas permanentes para a rede 2.

TUBO	Q _{fictícia} (m³/s)	H _{fictícia} (m)	Q _{real} (m³/s)	H _{real} (m)
1	0.414995	60.00	0.414993	60.00
2	0.056818	55.71	0.056818	55.70
3	0.209035	47.65	0.209033	47.65
4	0.149144	48.02	0.149148	48.02
5	0.075001	44.54	0.075000	44.54
6	0.014146	40.74	0.014146	40.72
7	0.076761	41.97	0.076759	41.96
8	0.007275	40.14	0.007275	40.13
9	0.034093	60.00	0.034094	60.00
10	0.004093	55.71	0.004094	55.70

Tabela 6 - Configurações do AG para arede 1.

	1ª Solução		2ª Solução		3ª Solução	
	Cel. Fic.	Cel. Real	Cel. Fic.	Cel. Real	Cel. Fic.	Cel. Real
Menor fo (x10 ⁻⁶)	0.10220	0.10130	0.10990	0.10600	0.12510	0.11950
Tipo de cruzamento	2	2	2	2	1	1
Tipo de mutação	3	3	1	1	2	2
Tipo de elitismo	1	1	1	1	1	1

Tabela 7 - Configurações do AG para a rede 2.

	1ª Solução		2ª Solução		3ª Solução	
	Cel. Fic.	Cel. Real	Cel. Fic.	Cel. Real	Cel. Fic.	Cel. Real
Menor fo (x10 ⁻⁶)	0.04731	0.05219	0.07084	0.10087	0.03351	0.08391
Tipo de cruzamento	2	2	2	1	1	2
Tipo de mutação	1	2	3	1	3	2
Tipo de elitismo	2	2	2	1	1	1

Cada solução será identificada por um número conforme a tabela 8.

Tabela 8 - Identificação das soluções.

Celeridade	Solução	Caso
Fictícia	1ª solução	1
	2ª solução	2
	3ª solução	3
Real	1ª solução	4
	2ª solução	5
	3ª solução	6

Em seguida, utilizando as características do AG e os resultados dos programas anteriores, calcularam-se novas rugosidades para ambas as redes e ambos os tipos de celeridade, conforme vistos nas Fig. 4 a 8.

Com o cálculo das rugosidades, observaram-se as funções objetivas geradas pelo AG em cada um dos casos. Os valores das funções objetivos estão mostrados nas Tabelas 9 e 10.

Com a função objetivo determinada, escolhemos os casos que possuem menor valor para cada tipo de celeridade em cada uma das redes. Esses casos serão comparados entre si para que se observe o verdadeiro impacto de cada tipo de cálculo nos valores finais de rugosidade calculados.

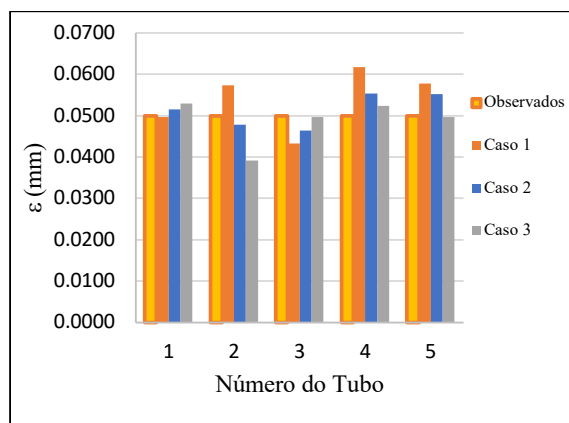


Figura 4 - Rugosidades observadas e calculadas para celeridade fictícia na rede 1

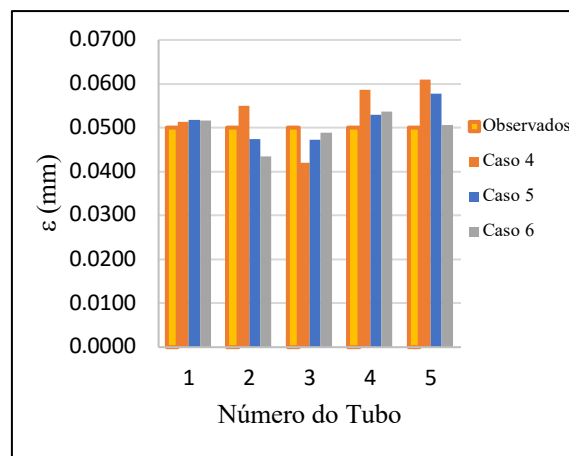


Figura 5 - Rugosidades observadas e calculadas para celeridade real na rede 1

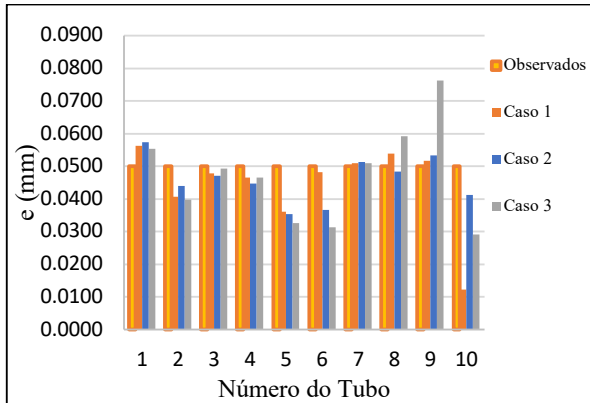


Figura 6 - Rugosidades observadas e calculadas para celeridade fictícia na rede 2

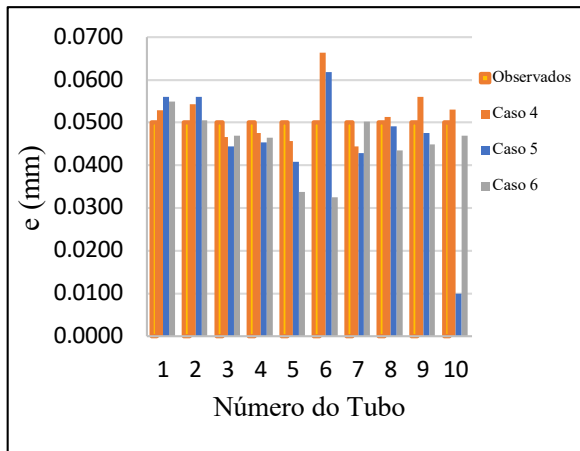


Figura 7 - Rugosidades observadas e calculadas para celeridade real na rede 2

Tabela 9 - Funções objetivo para a rede 1.

Caso	Função objetivo
1	0.00000004870
2	0.00000002120
3	0.00000001950
4	0.00000002650
5	0.00000002100
6	0.00000001550

Tabela 10 - Funções objetivo para a rede 2.

Caso	Função objetivo
1	0.0000004731
2	0.0000007084
3	0.0000003351
4	0.0000005219
5	0.0000010087
6	0.0000008391

Sabendo das funções objetivo, separaram-se os casos 3 e 6 para a rede 1, e os casos 3 e 4 para a rede 2. Com esses casos foram recalculadas as cargas e vazões permanentes e transientes e calculados os erros para comparação entre os dois tipos de celeridade, além das próprias rugosidades. Os resultados estão nas Fig. 8 a 13 e nas Tabelas 11 e 12.

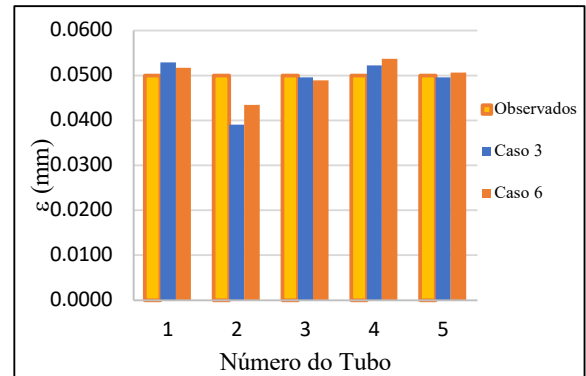


Figura 8 - Rugosidades observadas e das melhores FO's na rede 1.

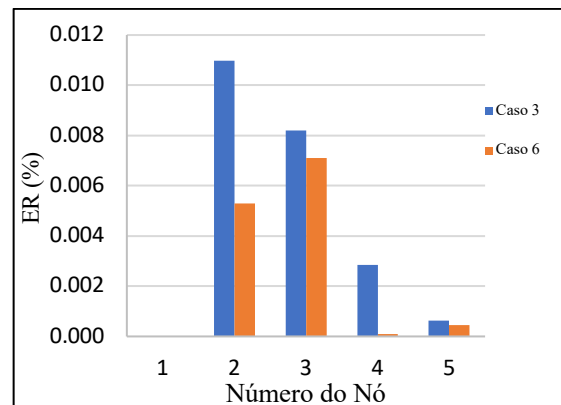


Figura 9 - Erro relativo na carga permanente na rede 1 das melhores FO's.

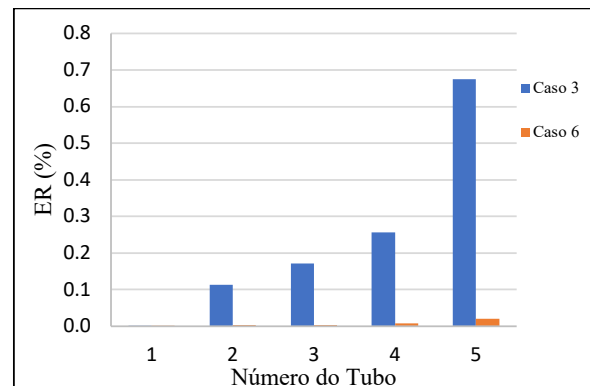


Figura 10 - Erro relativo na vazão permanente na rede 1 das melhores FO's.

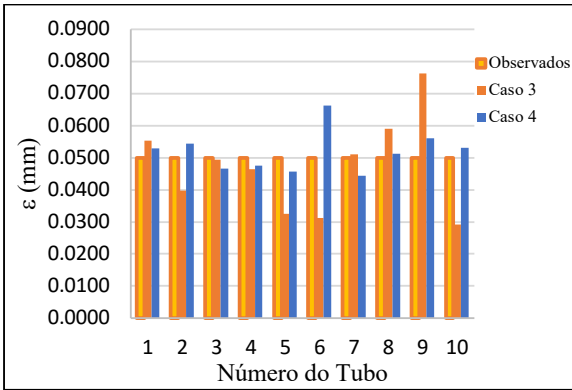


Figura 11 - Rugosidades observadas e das melhores FO's na rede 2

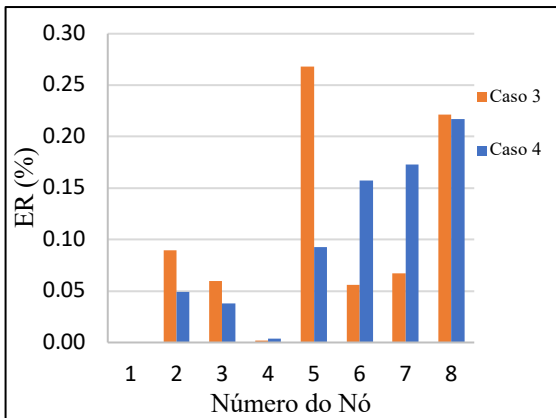


Figura 12 - Erro relativo na carga permanente na rede 2 das melhores FO's.

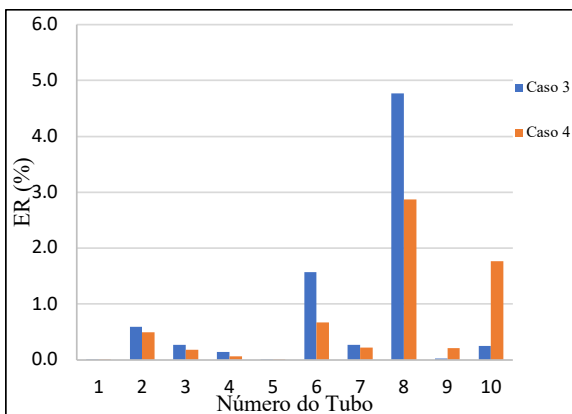


Figura 13 - Erro relativo na vazão permanente na rede 2 das melhores FO's.

Tabela 11 - Funções objetivo para a rede 1.

	Caso 3
EMR na carga (%)	0.00060
EMR na vazão (%)	0.38847

Tabela 12 - Funções objetivo para a rede 2.

	Caso 3
EMR na carga (%)	0.03678
EMR na vazão (%)	0.15177

4 CONCLUSÕES

No problema apresentado, foi discutida a possibilidade dos cálculos transientes sem o uso da celeridade fictícia, de modo que a condição de Courant não seja obedecida, e com auxílio do algoritmo genético para determinação das rugosidade desconhecidas de uma rede.

Na rede 1, para celeridade fictícia, o caso 3 apresentou os menores erros, com exceção do tubo 2, onde apresentou os piores resultados. Para celeridade real, o caso 6 gerou valores geralmente próximos aos observados.

Comparando os casos 3 e 6, as rugosidades geradas foram bem próximas, com erros irrisórios nos cálculos das novas cargas e vazões permanentes e transientes.

Na rede 2, para celeridade fictícia, o caso 3 gera resultados um pouco distantes das rugosidades observadas, embora tenha a menor função objetivo. O caso 1, por sua vez, gerou os resultados mais próximos. Para celeridade real na rede 2, o caso 4 apresenta os resultados mais próximos, embora em alguns tubos a rugosidade esteja ainda um pouco distante.

Comparando esses dois casos, observam-se erros baixos tanto para carga como para vazão nos regimes permanentes e transientes. Esses resultados implicam, portanto, que uma desobediência da condição de Courant e consequente utilização da celeridade real para os cálculos não prejudicam os resultados obtidos, considerando a situação e as redes aqui estudadas.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Texto e Pesquisas: Fernandes DG; **Simulações:** Fernandes DG e Araújo JK; **Revisão:** Araújo JK; **Infraestrutura:** Araújo JK.

6 REFERÊNCIAS

ANDRADE, P. N. de. **Estudo comparativo da calibração de rugosidades em redes de distribuição de água submetidas a regimes de escoamento transiente rápido e lento.** 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Meio Ambiente). Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2017.

ARAÚJO, J. K. **Calibração de redes de distribuição de água pelo método inverso aplicado a escoamento transiente.** 2003. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003.

ARAÚJO, J. K.; CHAUDHRY, F. H. Calibração de Redes Hidráulicas com Dados Transientes de Precisão Variável. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 9, n. 1, p. 55-66, 2004.

BHAVE, P. R. Calibrating water distribution network models. **Journal of Hydraulics Engineering**, ASCE, v. 114, n. 1, p. 120-136, 1988. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(1988\)114:1\(120\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(1988)114:1(120))

BOULOS, P.; ALTMAN, T. A graph-theoretic approach to explicit nonlinear pipe network optimization. **Applied mathematical modelling**, v. 15, n. 9, p. 459-466, 1991. [https://doi.org/10.1016/0307-904X\(91\)90035-N](https://doi.org/10.1016/0307-904X(91)90035-N)

CHAUDHRY, M. H. **Applied Hydraulic Transients.** Van Nostrand Reinhold Company, 3ed, New York, 2014.

CUNHA, A. P. da et al. Calibração de modelo hidráulico de rede de abastecimento de água via modelo inverso. **REEC-Revista Eletrônica de Engenharia Civil**, v. 10, n. 1, 2015. <https://doi.org/10.5216/reec.V10i1.33076>

DARWIN, C. **On the origin of species.** John Murray, London, 1859.

GOLDBERG, D. E. **Genetic algorithms in search, optimization and machine learning.** 1. ed. Addison-Wesley Professional, 1989. 432 p. https://doi.org/10.11517/jjsai.7.1_168

HOLLAND, J. H. et al. **Adaptation in natural and artificial systems: an introductory analysis with applications to biology, control, and artificial intelligence.** MIT Press, Cambridge, 1992.

SALVINO, M. M.; CARVALHO, P. S. O. de; GOMES, H. P. Calibração multivariada de redes de abastecimento de água via algoritmo genético multiobjetivo. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 20, n. 3, p. 503-512, 2015. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522015020000099484>

SILVA, A. C. A. da. **Calibração automática de rugosidades de tubulações em sistemas de distribuição de água com aplicação de algoritmos genéticos.** 2006. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Ambiental). Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2006.

SOARES, A. K. **Calibração de modelos de redes de distribuição de água para abastecimento considerando vazamentos e demandas dirigidas pela pressão.** 2003. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003.

WU, Z. Y.; SAGE, P. Water loss detection via genetic algorithm optimization-based model calibration. In: **Water Distribution Systems Analysis Symposium 2006.** 2008. p. 1-11. [https://doi.org/10.1061/40941\(247\)180](https://doi.org/10.1061/40941(247)180)

WYLIE, E. B.; STREETER, V. L.; SUO, L. **Fluid transients in systems.** Englewood Cliffs, NJ: Prentice Hall, 1993.

VASCONCELOS, G. C. M. P.; COSTA, B. C. A.; ARAÚJO, J. K. Identificação do fator de atrito em rede de distribuição de água por meio do Método do Transiente Inverso-Algoritmo Genético (MTI-AG) e Fórmula de Swamee. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n. 4, p. 980-990, 2015. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v20n4.p980-990>

ZAHED FILHO, K. **Previsão de demanda de consumo em tempo real no desenvolvimento operacional de sistemas de distribuição de água.** 1990. 135 p. Tese (Doutorado). Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1990.

Caracterização do biocarvão produzido a partir do lodo de esgoto doméstico, visando à disposição agrícola

Biochar characterization produced from domestic waste sludge for agricultural provision

• **Data de entrada:**
12/11/2019

• **Data de aprovação:**
16/05/2022

Fabrizio Graça Jardim^{1*} | Hélio da Silva Almeida¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2022.049>

ORCID ID

Jardim FG  <https://orcid.org/0000-0001-7680-4126>

Almeida HS  <https://orcid.org/0000-0003-0343-5862>

Resumo

A presente pesquisa teve como objetivo avaliar as características do biocarvão produzido a partir do lodo da Estação de Tratamento de Esgoto do Vinhais (São Luís-MA), visando a possível uso agrícola. A produção de biocarvões foi realizada a partir da pirólise de lodo bruto seco e de amostras higienizadas com hidróxido de cálcio a dosagem de 50%, submetidos a temperaturas de 300°C e 350°C. Os biocarvões foram caracterizados por análises físico-químicas e morfológicas a partir da identificação do teor de cinzas, condutividade elétrica, Microscopia de Varredura Eletrônica (MEV) e Espectroscopia de Energia Dispersiva (EDS). O potencial de fertilidade foi identificado pelas variáveis: pH em água, carbono orgânico, matéria orgânica, nitrogênio, fósforo e potássio. Após o estudo, observou-se que os rendimentos mássicos do biocarvão foram maiores que outros produtos formados durante a pirólise. A análise morfológica identificou aumento da porosidade mediante aumento da temperatura. Quanto à composição química, foi possível constatar elementos como: carbono (C), oxigênio (O), magnésio (Mg), cálcio (Ca) e potássio (K). De modo geral, os biocarvões produzidos nesta pesquisa possuem concentrações de substâncias fertilizantes, que podem ser usados como biossólidos em solos agricultáveis. Neste contexto, o biocarvão com $\text{Ca}(\text{OH})_2$ a 50% submetido ao craqueamento a 300°C apresentou melhor potencial de uso na agricultura quando se consideraram as variáveis analisadas, sendo necessárias mais pesquisas que avaliem o uso desses biocarvões em culturas de importância econômica.

Palavras-chave: Lodo de esgoto. Biocarvão. Agricultura.

Abstract

This research aimed to evaluate the characteristics of biochar produced from the sludge of the Vinhais Sewage Treatment Plant (São Luís-MA), aiming at possible agricultural use. Biochar was produced from pyrolysis of dry raw sludge and samples sanitized with 50% calcium hydroxide, submitted to temperatures of 300 °C and 350 °C. Biochar was characterized by physicochemical and morphological analyzes from the identification of ash content, electrical conductivity, MEV and EDS. The fertility potential was identified by the variables: pH in water, organic carbon, organic matter, nitrogen, phosphorus and potassium. After the study, it was observed that biochar mass yields were higher than other products formed during pyrolysis. Morphological analysis identified increased poros-

¹ Universidade Federal do Pará - UFPA - Belém - Pará - Brasil.

* **Autor correspondente:** fabrizio_jardim@hotmail.com.

ity by increasing temperature. Regarding the chemical composition, it was possible to verify elements such as C, O, Mg, Ca and K. In general, the biocarbons produced in this research have concentrations of fertilizing substances, which can be used as biosolids in arable soils. In this context, the 50% Ca (OH) 2 biochar subjected to 300 ° C cracking presented better potential for use in agriculture when considering the variables analyzed, and further research is needed to evaluate the use of these biochars in economically important crops..

Keywords: Sewage sludge. Biochar. Agriculture.

1 INTRODUÇÃO

Moradias, indústrias e hospitais, entre outros, são pontos geradores de resíduos em diferentes quantidades e características. Nesse contexto, as atividades antrópicas têm produzido resíduos de forma desenfreada. Isso tem gerado uma diversidade de conflitos de ordem econômica, social e ambiental, já que a disposição inadequada desses resíduos pode ocasionar esgotamento dos recursos naturais e impactar grandes áreas.

Diante dessa problemática, os setores da economia têm buscado desenvolver suas atividades de forma sustentável e promover alternativas por meio do desenvolvimento e da implementação de tecnologias de aproveitamento de resíduos que diminuam o impacto sobre os recursos naturais e para que haja um destino ambientalmente adequado para os mesmos (ZELAYA, 2016).

Entre esses resíduos, pode-se destacar os lodos de esgoto, que são os resíduos de maior volume gerado durante os processos de tratamento de efluentes e apresentam características capazes de gerar potencial poluição ambiental se não forem destinados corretamente. Quando estes são tratados e processados, são chamados de biosólido (BRADY & WEIL, 2012; CALDEIRA et al., 2014; RIGO et al., 2014).

Entre as opções disponíveis de tratamento destacam-se: a incineração, a deposição oceânica, deposição florestal e a utilização agrícola como fertilizante. Porém a destinação mais utilizada de descarte deste lodo é o aterro ou incineração, onerando ainda mais o tratamento do efluen-

te. Também existe a possibilidade de ser usado como adubo orgânico, evitando os gastos com as destinações e tratamentos anteriores, passando a ser uma fonte de renda a mais com a venda do adubo.

Além disso, a utilização do lodo na agricultura é considerada bastante promissora, já que auxilia no crescimento vegetativo apresentando um potencial enorme. Cerca de 40 a 80% do seu peso é composto por matéria orgânica proveniente de excremento humano, que contém uma complexa mistura de carboidrato, gorduras, proteínas, aminoácido, açúcares, celulose, ácidos graxos, além de outros elementos (RIGO et al., 2014; LEVY et al., 2017).

Por ser um material rico em matéria orgânica, é utilizado como fertilizante orgânico composto, regulamentado pelo Decreto nº 4.954/2004 e limitado pelas Resoluções no 375/2006, 380/2006 e 481/2017 (CONAMA, 2006; CONAMA, CONAMA, 2017) e pelas Instruções

Normativas da Secretaria de Defesa Agropecuária número 7 de 2016 e 25 de 2009 (MAPA, 2009; MAPA, 2016). Toda essa legislação vigente possibilita o uso do lodo de esgoto na agricultura como fertilizante orgânico, condicionador de solo ou substrato, desde que esteja de acordo com as concentrações máximas de metais pesados, patógenos nocivos à saúde humana, animal e vegetal (PEREIRA, 2013; ONOFRE et al. 2015).

Uma das alternativas para obedecer tais exigências é a transformação do lodo de esgoto em

biocarvão ou biochar, que é um material sólido com possível utilização como condicionador do solo e fonte de nutrientes para plantas e obtido por meio da conversão termoquímica de diversas biomassas (matérias-primas) na ausência ou em atmosfera pobre em oxigênio (SOUSA, 2015).

O biocarvão vem sendo utilizado em diversos estudos, que apontam aumento na produtividade de culturas, diminuição de emissões de gases de efeito estufa, aumento nas quantidades de carbono orgânico do solo, capacidade de retenção de água, capacidade de permuta catiônica, mudança do pH do solo e ecologia microbiana e adsorção de poluentes em meio aquoso, quando este é aplicado e incorporado ao solo. Além de proporcionar uma destinação mais adequada, destacando o grande potencial de seu uso na agricultura (HOS-SAIN et al., 2010; ZHANG et al., 2012).

Conhecendo o potencial do lodo de ETE para ser utilizado como biocarvão na agricultura, esta pesquisa se justifica por sugerir uma opção de destinação para o resíduo produzido nas Estações de Tratamento de Esgoto do Vinhais, São Luís - MA.

2 OBJETIVOS

Analisar as características do biocarvão produzido a partir do lodo da Estação de Tratamento de Esgoto do município de São Luís-MA (ETE Vinhais), visando ao uso agrícola como destinação final.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Coleta, armazenamento e preparação das amostras

As amostras de lodo desidratado foram coletadas na ETE multifamiliar Vinhais na cidade de São Luís - MA. A coleta foi realizada diretamente das caçambas do sistema de desidratação mecanizada. Nesse procedimento, 45 kg de lodo foram armazenados em recipientes plásticos e encaminhados até o Laboratório Multiusuário de Tratabilidade de Águas (GESA/LAMAG) da Faculdade de Engenharia Sanitária (FAESA/UFPA).

Após coleta, a amostra de lodo passou pelos processos de secagem térmica, pesagem, desagregamento e higienização com 50% de Ca(OH)_2 . Em seguida, os lodos higienizados e bruto foram submetidos ao craqueamento térmico em forno mufla a 300°C e 350°C, conforme descrito na Tabela 1.

Tabela 1 - Parâmetros operacionais dos experimentos realizados em unidade de bancada

Experimentos	Craqueamento	Dosagem de Ca(OH)_2 (%)	Tempo Reacional (h)	Temperatura (°C) Craqueamento
E1	Térmico	-----	57 min	300°C
E2	Térmico	-----	1h e 02 min	350°C
E3	Térmico Catalítico	50%	1h e 02 min	350°C
E4	Térmico Catalítico	50%	57 min	300°C

3.2 Caracterização das amostras dos biocarvões

Logo após a realização do craqueamento térmico em escala de bancada, as amostras de biocarvão passaram pelo processo de caracterização a partir da análise das seguintes variáveis: Teor de Cinzas, Condutividade elétrica, Fertilidade, Morfologia e Metais Pesados.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste item, são apresentados e discutidos os resultados experimentais do processo de craqueamento térmico e térmico catalítico das amostras de lodo bruto e lodo impregnado com Ca(OH)_2 a 50%, ambos submetidos a temperatura de 300°C e 350°C, bem como os resultados referentes à caracterização físico-química dos biocarvões obtidos.

4.1 Rendimentos gravimétrico do biocarvão

Esse cálculo permitiu identificar o rendimento de cada subproduto produzido na pirólise do lodo:

Biocarvão, Produto Líquido Orgânico e Biogás. O biocarvão foi o produto com maior rendimento quando comparado com os demais, conforme identificado na Tabela 2.

Tabela 2 - Massa e rendimento dos produtos da pirólise do lodo bruto e lodo higienizado

Tipo de lodo Experimentos	Lodo bruto seco				Lodo Higienizado com Ca(OH) ₂ 50%			
	E1		E2		E3		E4	
Temperatura (°C)	300		350		350		300	
Parâmetros	Massa (g)	n _g %	Massa (g)	n _g %	Massa (g)	n _g %	Massa (g)	n _g %
Massa total de lodo	40,06	100%	40,08	100%	40,46	100%	40,9	100%
Massa PLO total	5,35	13,35%	3,81	9,51%	0,42	1,04%	1,03	2,52%
PLO fase oleosa	0,76	1,90%	1,76	4,39%	0	0,00%	0	0,00%
PLO fase aquosa	4,59	11,46%	2,05	5,11%	0,42	1,04%	1,03	2,52%
Massa coque	31,17	77,81%	28,89	72,08%	35,43	87,57%	36,46	89,14%
Massa do gás	3,54	8,84%	7,38	18,41%	4,61	11,39%	3,41	8,34%

Os rendimentos mássicos do biocarvão obtidos nas pirólises foram maiores nos experimentos com taxas de aquecimento menores, conforme apresentado na Tabela 3. Com o aumento da temperatura, o rendimento do biocarvão diminuiu mais de 2% no experimento, utilizando lodo bruto e mais de 5% no experimento de lodo higienizado.

A redução no rendimento de sólidos com o aumento da temperatura pode ser atribuída à volatilização dos compostos orgânicos sólidos (hidrocarbonetos, ácidos húmicos, proteínas) e à gaseificação parcial de resíduos carbonosos no biocarvão (PEDROZA et al., 2017). Já temperaturas e taxas de aquecimento mais baixas levam à de-

composição incompleta da biomassa, conduzindo a uma quantidade maior de sólido não pirolizado.

4.2 Análises de teor de cinzas, condutividade elétrica (C.E) e pH nos biocarvões

Na análise do teor de cinzas, foram identificados os teores maiores nos experimentos submetidos à temperatura de 350 °C durante o craqueamento. Além disso, foi obtida maior quantidade de cinzas nos biocarvões higienizados quando comparada com a de lodo bruto. Na Tabela 3 é possível identificar os resultados de cinzas, condutividade elétrica e pH de cada amostra analisada.

Tabela 3 - Teor de cinzas, condutividade elétrica e pH do biocarvão produzidos.

Experimento	Temperatura	Amostras	Cinzas	C.E	pH
E1	300 °C	Bruto	55,50%	414	6,57
E2	350 °C	Bruto	62,50%	328	6,8
E3	350 °C	Higienizado com Ca(OH) ₂ 50%	81%	3,1	12,33
E4	300 °C	Higienizado com Ca(OH) ₂ 50%	78,50 %	3,6	12,27

A condutividade elétrica é usada para estimar o total de sais dissolvidos na amostra, que são importantes para o uso agrícola do biocarvão,

pois materiais com alta salinidade devem ser aplicados em doses controladas de modo a evitar potencial toxidez para as plantas (SONG et al.,

2012). Em relação a esse parâmetro, os biocarvões apresentaram uma grande diferença entre a condutividade do biocarvão produzido de lodo bruto e lodo higienizado.

Rehrah et al. (2014) afirmam que a temperatura afeta ainda outras propriedades do biocarvão, como o pH, que sofre aumento mediante elevação da temperatura de pirólise (tp). Essa tendência foi verificada na pesquisa de forma reduzida, já que a variação da temperatura de pirólise nos experimentos foi de apenas 50°C. O pH dos biocarvões de lodo bruto foi identificado como neutro; já o pH dos biocarvões higienizados apresentaram-se alcalinos em função de a biomassa do

lodo ter passado por um processo de alcalinização com Ca(OH)_2 .

4.3 Fertilidade nos biocarvões

Durante a realização dos experimentos foi possível notar uma perda de carbono e matéria orgânica com o aumento da temperatura de craqueamento conforme evidenciado na Tabela 4, confirmando que há uma grande transformação da matéria orgânica presente no lodo em produto líquido condensado durante o processo; assim, os biocarvões ficam com teores mais baixos de carbono e matéria orgânica.

Tabela 4 - Potencial de fertilidade nas amostras de biocarvões

Especificações		Elementos (g/Kg)					
Amostras	Temperatura	K	Na	P	N	C	M.O
Bruto	300 °C	3,43	16,16	13,8	37,47	198,43	342,29
Bruto	350 °C	3,02	11,22	11,87	30,01	157,54	271,76
Higienizado Ca(OH)_2 50%	350 °C	3,22	13,01	11,04	7,11	32,42	55,92
Higienizado Ca(OH)_2 50%	300 °C	0,52	0,57	1,85	9,42	66,89	115,39

Ainda observando os valores da Tabela 4, pode-se perceber que as concentrações de fósforo (P), potássio (K), sódio (Na) e nitrogênio (N) sofreram reduções no biocarvão de lodo bruto mediante o aumento da temperatura de pirólise. Isso não ocorreu no biocarvão de lodos higienizados, que apresentou concentrações menores nos biocarvões obtidos a 300°C quando comparados aos obtidos a 350°C, com exceção do nitrogênio, em que a concentração foi maior.

Nos biocarvões obtidos a 300° C, identificaram-se maiores concentrações de N, P, K e Na nas amostras de lodo bruto. Já nos biocarvões obtidos a 350°C, as concentrações de K e P apresentaram valores bem próximos para os dois tipos de lodo (bruto e higienizado), além de alcançar concentrações maiores de N e menores de Na no lodo bruto em comparação ao lodo higienizado.

4.4 Metais pesados no lodo de esgoto

uma preocupação na produção de carvões a partir de lodos biológicos é a possível liberação de metais durante seu uso. Para que o lodo seja aplicado na agricultura, há normas que estabelecem as concentrações máximas permitidas de metais pesados no lodo e o teor máximo acumulado no solo, sendo necessário planejar e monitorar essa incorporação na agricultura.

No biocarvão produzido, foram detectados os metais pesados cádmio (Cd), chumbo (Pb), cobre (Cu), cromo (Cr), níquel (Ni) e zinco (Zn). A maioria das concentrações está dentro do limite estabelecidos pela resolução CONAMA 375 de 2006 (BRASIL, 2006), tanto os biocarvões de lodo bruto como os tratados com Ca(OH)_2 50% nas temperaturas 300° e 350°C.

Exceto a concentração de zinco que ultrapassou os limites de 2.800 mg/Kg, estabelecido na legislação (Tabela 5). Essa concentração elevada do Zinco de forma isolada em relação aos ou-

tros metais deve ser melhor investigada, devido a possível contaminação da amostra durante os ensaios pela utilização de equipamentos ou utensílios contaminados.

Tabela 5 - Concentração de Cd, Pb, Cu, Cr, Ni e Zn nos biocarvões.

Especificação do biocarvão		Concentração dos metais em mg/Kg					
Temperatura	Tipo de amostra	Cd	Pb	Cu	Cr	Ni	Zn
300	Bruto	4,7	32,84	770,6	182,1	115,24	14838,66
350	Bruto	5,22	27,73	774,12	160,3	118,44	14589,13
300	Higienizado Ca(OH) ₂ 50%	6,55	13,01	11,04	7,11	32,42	55,92
350	Higienizado Ca(OH) ₂ 50%	7,37	18,97	182,26	45,9	73,83	4288,68

4.5 Determinação morfológica dos biocarvões

A produção do biocarvão via pirólise aumentou substancialmente a porosidade do material, principalmente nos biocarvões que foram higienizados com Ca(OH)₂ 50% tanto a 300°C como a 350°C, que apresentaram uma morfologia mais arredondada, gradativa redução das dimensões das partículas do biocarvão e aumento da poro-

sidade na superfície. Também se observou que no biocarvão de lodo bruto a 300°C existem partículas com maior granulometria, apresentando também algumas regiões parcialmente lisas, uniformes e com uma quantidade menor de poros. Já o biocarvão de lodo bruto obtido a 350°C apresentou partículas com morfologia mais irregular (Fig. 4 e 5)

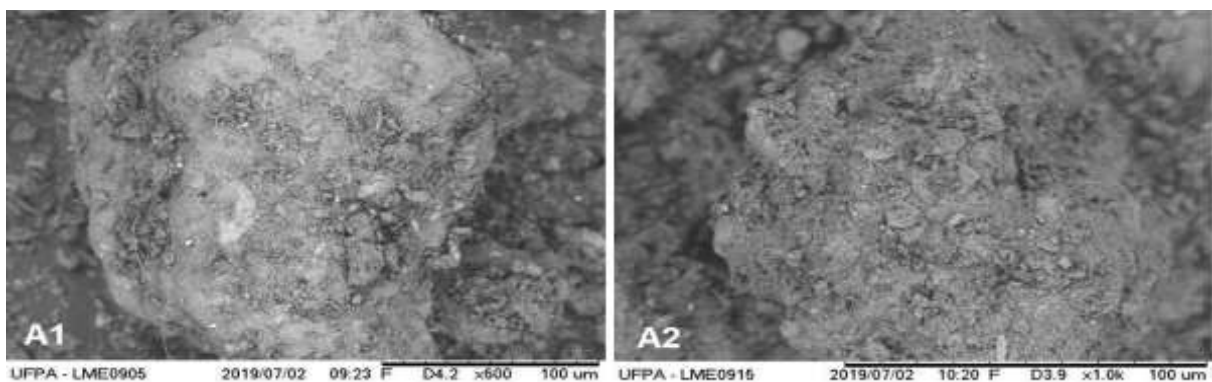


Figura 1 - A1 - Microscopia do carvão de lodo bruto produzido a 300 ° C; A 2 - Microscopia do carvão de lodo bruto produzido a 350 ° C;

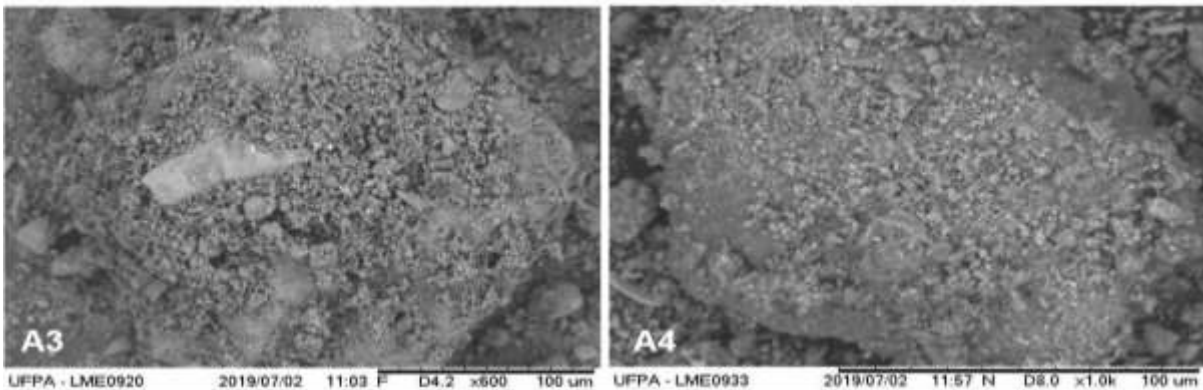


Figura 2 - A3 - Microscopia do carvão de lodo higienizado com Ca(OH)_2 50% e produzido a 300°C; A4 - Microscopia do carvão de lodo higienizado com Ca(OH)_2 50% e produzido a 350°C.

Nos espectros obtidos por meio do ensaio de EDS, foram encontradas bandas referentes aos

seguintes elementos: C, O, Si, Ca, O, K, Ti, Fe, Zn, Mg, Al, Si, S, P e Cu, como ilustrado nas Fig. 3 a 6.

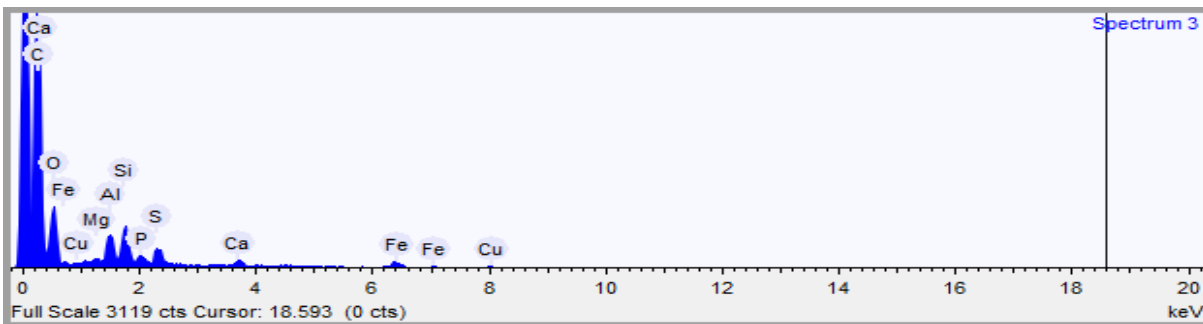


Figura 3 - Espectro do carvão de lodo bruto em temperatura de 300°C

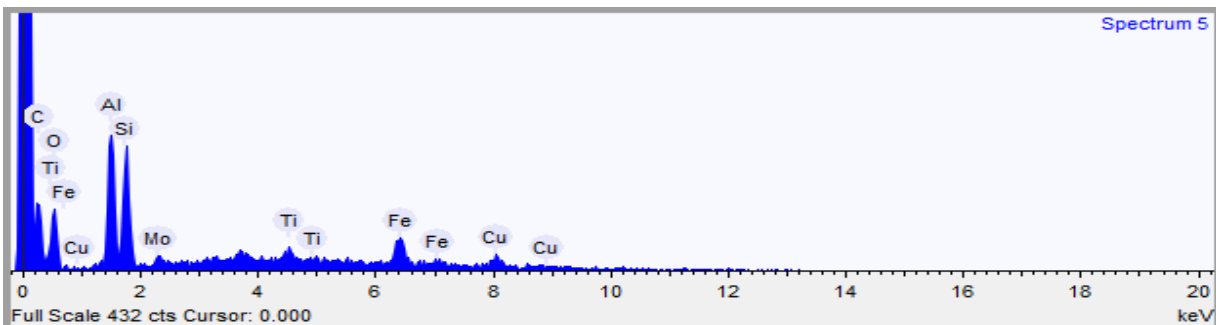


Figura 4 - Espectro do carvão de lodo bruto em temperatura de 350°C

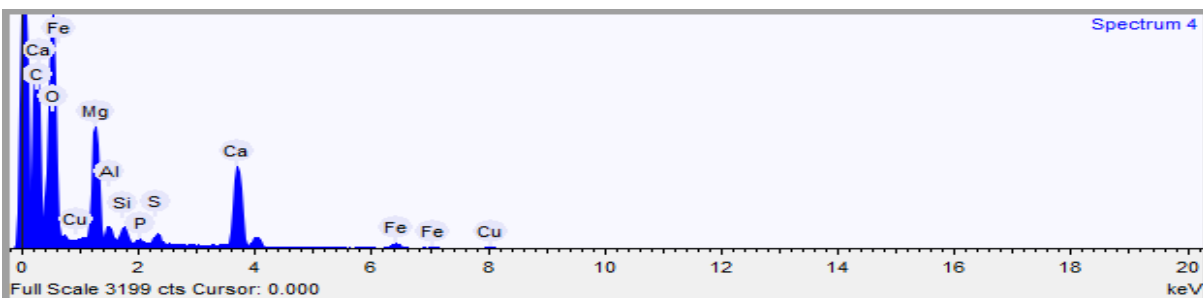


Figura 5 - Espectro do carvão de lodo higienizado Ca(OH)_2 50% em temperatura de 300°C.

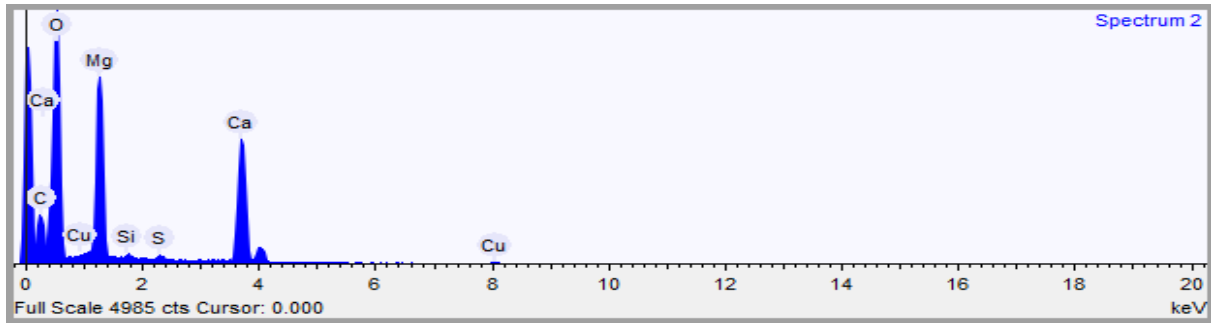


Figura 6 - Espectro do carvão de lodo higienizado com Ca(OH)_2 50% em temperatura de 350°C .

Nos resultados das amostras de biocarvões é possível identificar a presença constante de carbono, oxigênio e cálcio. O elemento cálcio esteve presente nas quatro amostras, com perceptível aumento nas amostras 3 e 4, que sofreram impregnação com a cal hidratada.

5 CONCLUSÕES

Considerando a metodologia, os aspectos experimentais e os resultados das caracterizações físico-químicas dos biocarvões de lodo obtidos neste trabalho, é possível afirmar que houve resultados distintos encontrados nas amostras de LE bruto e higienizado quando submetidos ao tratamento térmico via pirólise.

A análise da fertilidade nas amostras obteve resultados favoráveis na quantidade de Carbono Orgânico e Matéria Orgânica em comparação a outras pesquisas publicadas. Os teores de N, K, Na e P também foram elevados, potencializando o seu uso no solo. No entanto, houve uma perda de carbono e matéria orgânica com o aumento da temperatura de craqueamento, confirmando que há uma grande transformação da matéria orgânica presente no lodo em produto líquido condensado durante o processo, assim os biocarvões ficam com teores mais baixos de carbono e matéria orgânica.

Quanto à caracterização morfológica, é perceptível que a produção do biocarvão via pirólise aumentou a porosidade do material, que por sua vez está associada às propriedades de retenção de água e adsorção de nutrientes.

Com base na resolução CONAMA nº375/2006, os biocarvões higienizados com cal hidratado são considerados mais apropriados para uso no solo por apresentarem pH alcalino acima de 12,00, resultados estes obtidos nos experimentos 3 e 4 (E3 e E4).

Quanto aos metais pesados, os biocarvões tratados apresentaram concentrações inferiores aos limites estabelecidos pela legislação (CONAMA nº375/2006) para os elementos: Cd, Pb, Cu, Cr e Ni. Com destaque para o biocarvão higienizado na dosagem de 50% de Ca(OH)_2 a temperatura de 300°C , por ter as médias mais baixas de teores de substâncias inorgânicas.

No entanto, o elemento Zinco ultrapassou o limite da legislação devido a uma possível contaminação da amostra de origem desconhecida. Apesar disso, existem métodos de tratamento que atuam na redução ou extração dos metais em excesso, o que torna possível a aplicação do biocarvão no solo pós-tratamento, sempre considerando o tipo de cultura e a forma de interação do metal pesado com o solo.

Na análise dos experimentos realizados, é possível constatar que o biocarvão com Ca(OH)_2 a

50% e produzido a temperatura de 300 °C apresenta melhor potencial de uso agrícola, desde que seja realizado um tratamento que reduza a concentração do Zn a valores aceitáveis.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

7 REFERÊNCIAS

- BRADY, N. C.; WEIL, R. R. **Elementos da natureza e propriedades dos solos**. 3. ed. Porto Alegre: Bookman, 2012. 685 p.
- BRADY, N.C.; WEIL, R.R. **Elementos da natureza e propriedades dos solos**, 3ed. Porto Alegre, Bookman. 2012. 716p.
- BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília: Governo Federal, 2010.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Comissão de Políticas de Desenvolvimento Sustentável e da Agenda 21 Nacional. Agenda 21 brasileira: resultado da consulta nacional. Brasília: Governo Federal, 2004.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 375 de 29 ago 2006. Brasília: Governo Federal, 2006.
- BRASIL. Resolução CONAMA nº 375 de 29 DE Agosto de 2006. efine critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 4 maio 2005, Seção 1, p. 63-65. Oficial da União, Brasília, DF, n.167, p. 141- 146, 30 ago. 2006.
- CAEMA. **Memorial descritivo e justificado da ETE do Vinhais**. 2010.
- CALDEIRA, M. V. W. et al. Lodo de esgoto como componente de substrato para produção demudas de *Acacia mangium* Wild. **Comunicata Scientiae**, v. 5, n. 1, p. 34-43, 2014. Acesso em: <https://www.researchgate.net/publication/274636310>. e-ISSN: 2177-5133
- CONAMA–CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução no 375, de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos para uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. 32p.
- HOSSAIN, M. K.; STREZOV, V.; CHAN, K. Y.; ZIOLKOWSKI, A. & NELSON, P.F. Influence of pyrolysis temperature on production and nutrient properties of wastewater sludge biochar. **Journal of Environmental Management**, 92: 223 - 228, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.09.008>
- ONOFRE SB, ABATTI D, TESSARO AA. Propriedades físico-químicas e microbiológicas do logo de esgoto produzido pela Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) de Toledo-Paraná-Brasil. In: VI Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental. Porto Alegre, RS. **Anais...** Acesso em <https://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2015/IX-009.pdf>
- PEDROZA, M. M. GOMES, M. C. F. A. PAZ, E. C. S. PEDROSA A. L. VIEIRA E. G. SOARES J. E. M. Aproveitamento energético de resíduos sólidos urbanos em processo de pirólise. **Revista Brasileira de Energias Renováveis**, v.6, n.2, p. 184-207, 2017. Acesso em <https://revistas.ufpr.br/rber/article/view/46577/pdf>. ISSN: 2237-9711
- PEDROZA, M.M. et al. Produção e tratamento de lodo de esgoto – uma revisão. **Revista Liberato**, 2010. 11(16):89-188. Acesso em <http://www.revista.liberato.com.br/index.php/revista/article/view/160>. ISSN 2178-8820.
- PEREIRA L.M., MACHADO N.T., ALMEIDA H.S., ASSUNÇÃO F.P.C., ROSA Jr. L. Caracterização de Biocarvão Via Craqueamento Térmico Catalítico a Partir do Blend do Lodo de Esgoto e Gordura Residual em Escala Piloto. In: XXII Congresso Brasileiro de Engenharia Química. 2018. **Anais...** <https://doi.org/10.34117/bjdv6n1-102>
- PEREIRA, M. S. **Mineralização do resíduo da pupunheira em condições de campo e laboratório**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. 89p., 2013. <https://doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v35n5p918-930/2015>
- PEREIRA, A. C. A.; GARCIA M. L. Efeitos da disposição de lodo de estações de tratamento de efluentes (ETE) de indústria alimentícia no solo: estudo de caso. **Eng Sanit Ambient**. 2017; 22(3): 531-538.
- PEREIRA, A. C. A.; GARCIA, M. L.. Efeitos da disposição de lodo de estações de tratamento de efluentes (ETE) de indústria alimentícia no solo: estudo de caso. **Eng. Sanit. Ambient**. [online]. 2017, vol.22, n.3, pp.531-538. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522016152945>
- PEREIRA, L. M. **Estudo da influência do agente alcalinizante na qualidade do lodo higienizado oriundo de sistema de tratamento de esgoto sanitário multifamiliar visando à disposição agrícola**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Pará, Instituto de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Belém, 2013. <https://doi.org/10.34117/bjdv6n3-374>
- PEREIRA, L. M., MACHADO, N. T.; ALMEIDA H. S. ASSUNÇÃO F. P. C.; ROSA JR L. Caracterização de biocarvão via craqueamento térmico catalítico a partir do blend do lodo de esgoto e gordura residual em escala piloto. In: XXII Congresso Brasileiro de Engenharia Química, 2018. **Anais...** <https://doi.org/10.34117/bjdv6n1-102>
- PEGORINI, E. S.; ANDREOLI, C. V.; FERNANDES, F. Disposição do lodo no solo. In: ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES,

F. **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. 2.ed. Belo Horizonte: UFMG, 2014. (Série Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v.6).

PETTER, F. A.; MADARI, B.E.; SILVA, M. A. S; CARNEIRO, M.A.C.; CARVALHO, M. T. M; MARIMON JR, B. H.; PACHECO, L. P. Soil fertility and upland rice yield after biochar application in the Cerrado. **Pesq Agropec Bras**. 2012;47:699-706. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2012000500010>

POLÍTICA NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS. Lei 12.305. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 2 ago. 2010.

REHRAH, D.; REDDYEM, R.; NOVAKD, J.M.; BANSODEB, R.R.; SCHIMMELF, K. A.; YUC, J.; WATTSD, D.W.; AHMEDNAA, M. Production and characterization of biochars from agricultural by-products for use in soil quality enhancement. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, 2014; 108: 301 – 309. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2014.03.008>

RIGO M. M.; CERQUEIRA A. A.; MARQUES M.; SOUZA, P. S.; RAMOS R. R. Destinação e reuso na agricultura do lodo de esgoto derivado do tratamento de águas residuárias domésticas no Brasil. **Gaia Scientia**. 2014; 8: 174. Acesso em https://www.academia.edu/25025476/Destina%C3%A7%C3%A3o_e_reuso_na_agricultura_do_lodo_de_esgoto_derivado_do_tratamento_de_%

[C3%A1guas_residu%C3%A1rias_dom%C3%A9sticas_no_Brasil](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.03.055). ISSN 1981-1268

SONG, Y.; LI, Y.; ZHANG, W.; WANG, F.; BIAN, Y.; BOUGHNER, L. A.; JIANG, X. Bioavailability Assessment of Hexachlorobenzene in Soil as Affected by Wheat Straw Biochar. **JHazard Mater**, 2012; 391-97. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.03.055>

SOUSA, A. A. T. C. **Biochar de lodo de esgoto: efeitos no solo e na planta no cultivo de rabanete**. Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília, 2015. Acesso em https://repositorio.unb.br/bitstream/10482/17926/1/2015_AlexAntonioTorresCortesSousa.pdf

ZELAYA, K. S. **Caracterização de biocarvão de lodo de esgoto e bagaço de cana-de-açúcar e efeitos no cultivo de beterraba**. 71f. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Minas Gerais, Montes Claros, 2016. Acesso em https://repositorio.ufmg.br/bitstream/1843/NCAP-AFRNRP/1/katherin_corre__o_finalizada_07_11_2016cd1.pdf

ZHANG, A.; BIAN, R.; PAN, G.; CUI, L.; HUSSAIN, Q.; LI, L.; ZHENG, J.; ZHANG, X.; HAN, X.; YU, X. Effects of biochar amendment on soil quality, crop yield and greenhouse gas emission in a Chinese rice paddy: A field study of 2 consecutive rice growing cycles. **Field Crops Research**, 127: 153 - 160, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2011.11.020>

Análise da viabilidade econômica de um sistema de reaproveitamento de água cinza, em edificação residencial, com uma ferramenta BIM

Analysis of the economic viability of a system of reuse of grey water in residential buildings, with a BIM tool

- **Data de entrada:**
04/12/2019
- **Data de aprovação:**
16/05/2022

Leticia Rezende Vilela^{1*} | Ana Carolina Fernandes Maciel¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2022.050>

ORCID ID

Vilela LR  <https://orcid.org/0000-0003-2649-3213>

Maciel ACF  <https://orcid.org/0000-0003-1307-9291>

Resumo

Construção Sustentável e BIM são temas centrais no desenvolvimento da Indústria da Arquitetura, Engenharia e Construção (AEC), que apresenta alto consumo de recursos naturais, como a água. Com isso, é importante a realização de pesquisas que aprofundem o conhecimento da aplicação de soluções de sistemas de reaproveitamento de água não-potável, que ainda é incipiente no Brasil. A fim de incentivar a implantação desse sistema, são necessários estudos de viabilidade econômica e técnica, para determinar a relação entre custo e benefício e o potencial de economia de água potável. Dentro dessa perspectiva, este trabalho visa determinar o período de retorno do investimento em um sistema de reutilização de águas cinzas para fins não potáveis em uma edificação residencial multifamiliar em Uberlândia (MG), utilizando uma ferramenta BIM (Building Information Modeling). O sistema de informação BIM apresenta ferramentas que auxiliam em análises de orçamentação gerando resultados mais rápidos em comparação com métodos convencionais. Ao final da pesquisa, foi possível realizar a estimativa de custos de implantação do sistema de reúso de águas cinzas, que apresentou um período de retorno de 7,7 anos para o capital investido.

Palavras-chave: Águas cinzas. Período de retorno. Reúso de águas. BIM.

Abstract

Sustainable Construction and BIM are central themes in the development of the Architecture, Engineering and Construction Industry (AEC), which has a high consumption of natural resources, such as water. Thus, it is important to conduct research to deepen the knowledge of the application of non-potable water reuse system solutions, which is still incipient in Brazil. In order to encourage the implementation of this system, economic and technical feasibility studies are needed to determine the relationship between cost and benefit and the potential for saving drinking water. Within this perspective, this paper aims to determine the payback period for a graywater reuse system for non-potable purposes in a multi-family residential building in Uberlândia (MG), using a BIM (Building Information Modeling) tool. The BIM information system presents tools that help in budget analysis, generating

¹ Universidade Federal de Uberlândia (UFU) - Uberlândia - Minas Gerais - Brasil.

* **Autora correspondente:** leticiarvilela4@gmail.com.

faster results when compared to conventional methods. At the end of the research, it was possible to estimate the implementation costs of the grey water reuse system, which presented a payback period of 7.7 years for the invested capital.

Keywords: Grey water. Period of return. Water reuse. BIM.

1 INTRODUÇÃO

De acordo com o CBCS (Conselho Brasileiro de Construção Sustentável), a construção civil, com suas edificações e canteiros de obra, é responsável por cerca de 50% do consumo de água potável em áreas urbanizadas. A substituição da utilização de água potável por fontes alternativas de água pode reduzir esse consumo em cerca de 30% a 40%, colaborando significativamente para a redução dos impactos causados pela construção civil ao meio ambiente. Com isso, considera-se importante a realização de pesquisas que aprofundem o conhecimento da aplicação de solução de sistemas de reaproveitamento de água não-potável nas edificações brasileiras.

Com o crescente aumento populacional, a demanda pelos recursos hídricos aumenta concomitantemente. A crise hídrica que atingiu o Distrito Federal em 2016 foi a pior registrada, quando a seca reduziu os níveis dos principais reservatórios, fazendo, por exemplo, com que a Barragem do Descoberto chegasse a menos de 20% de sua capacidade (ADASA, 2016). Isso demonstra quão limitada é a disponibilidade hídrica nessa região, em que há demanda crescente por água. Para atender a demanda, a concessionária local busca novos recursos hídricos para aumentar a oferta de água (CAESB, 2014). Essa solução, além de agredir o meio ambiente, promove a captação de água cada vez mais distantes, gerando custos elevados para a sociedade e as empresas de saneamento (SANT'ANA, 2017).

Apesar de o governo brasileiro não promover incentivos fiscais para disseminar o reaproveita-

mento de águas, o poder legislativo e os órgãos públicos apresentam várias leis e resoluções que estimulam a prática, cabendo aos Estados e Municípios a criação de leis para o reúso, específicas para cada região.

Em São Paulo (SP), por exemplo, a Lei Municipal nº 16.174/2015 estabelece regras e medidas para o reúso de águas provenientes dos efluentes de esgoto tratado e da água de chuva em obras urbanas que não requeiram água potável e novas construções, como em empreendimentos imobiliários. Em Brasília (DF), a Lei Distrital nº 4.671/2011 dispõe sobre a obrigatoriedade, para novas unidades habitacionais e comerciais, da instalação de reservatórios de captação de águas pluviais. Outra lei, como a do município de Guarulhos (SP), prevê desconto de 3% no imposto predial e territorial urbano (IPTU) para imóveis edificados que adotarem o sistema de reúso, como meio de incentivo.

A prática de reaproveitamento de águas cinzas ainda é incipiente no Brasil, e existem poucas experiências sobre gerenciamento desse tipo de água nas edificações, licenciamento, operação e manutenção. Sua aplicação envolve questões como controle ambiental, processos construtivos de edificações e saúde pública. Adotar o reúso de águas cinzas pode resultar em economia de água potável e de energia elétrica, e em maior escala, pode resultar em preservação dos mananciais de água, devido à redução do lançamento de rejeitos nas zonas urbanas em decorrência da redução na captação de água (GONÇALVES, 2006).

Na prática, nota-se que, no Brasil, os proprietários, empreiteiros, projetistas e gestores prediais possuem pouca orientação a respeito do reaproveitamento de águas pluviais e cinzas em edificações, o que dificulta a disseminação do uso desse sistema e pode resultar em instalações prediais inadequadas. Para que haja a implantação desse sistema, vários fatores influenciam: fatores econômicos, saúde e bem-estar do usuário, segurança e qualidade da água, operação e manutenção do sistema hidráulico (SANT'ANA, 2017).

Para incentivar a implantação do sistema de reaproveitamento de águas residuárias, são necessários estudos de viabilidade econômica e técnica, a fim de determinar a relação entre custo e benefício, além de verificar o potencial de economia de água potável. Para realizar uma estimativa de custo da forma tradicional, notam-se dificuldades causadas pela falta de exatidão na extração de quantitativos, o que traz desperdícios no orçamento final de uma obra e baixo controle na execução. Diante disso, é imprescindível a introdução de novas tecnologias para tornar as etapas de planejamento e orçamento as mais próximas da realidade, de forma mais rápida e interativa.

Nesse cenário, a metodologia BIM (*Building Information Modeling*) ou Modelagem da Informação da Construção, apresenta ferramentas que podem auxiliar em análises de orçamentação com resultados mais rápidos em comparação com métodos convencionais. Como exemplo, pode-se citar a facilidade com o fornecimento das quantificações exatas e automatizadas, auxiliando na redução significativa das variações nas estimativas de custos.

O BIM é uma metodologia compreendida como um conjunto de processos, ferramentas e tecnologias que são facilitadas por softwares que permitem a leitura de um edifício, sua performance, seu planejamento, sua construção e seu funcionamento (EASTMAN et al., 2011).

Essa pesquisa teve como objetivo aplicar o reúso de águas cinzas (somente as provenientes do esgoto da área do chuveiro) em uma edificação residencial multifamiliar, em Uberlândia (MG), para analisar a viabilidade econômica de adotar esse tipo de sistema e determinar o período de retorno do investimento. Para tanto, foi utilizada uma ferramenta BIM como forma de facilitar e tornar mais rápido o processo de modelagem dos projetos e extração de quantitativos dos materiais para embasar os orçamentos e assim reduzir a variação existente no formato tradicional.

Esse estudo de caso visa contribuir com futuros estudos do tema e estimular construções baseadas nos princípios da sustentabilidade ambiental, tendo como foco a redução do consumo de água.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 Dimensionamento do sistema de reaproveitamento de águas cinzas

A reutilização de águas cinzas em edifícios residenciais, além de contribuir com a redução do consumo de água potável, pode reduzir o volume de contaminantes do solo e dos corpos d'água. Segundo Alves et al. (2009), em alguns casos, principalmente para edifícios de grande porte, a prática de reúso de águas cinzas pode ser uma opção mais atrativa do que a utilização de águas pluviais, porque as águas pluviais são dependentes das condições climáticas, enquanto a água cinza está sempre presente no cotidiano da edificação.

As águas residuárias residenciais são classificadas como águas claras (de origem pluvial), águas cinzas (provenientes dos lavatórios, chuveiros, tanques e pias, que contêm contaminantes químicos, sólidos em suspensão, óleos e graxas) e águas negras (originadas das bacias sanitárias, com elevada contaminação de origem orgânica).

Para este estudo, o foco foi no reaproveitamento de águas cinzas, que é pouco utilizada no Brasil por apresentar sistema mais complexo de dimensionamento e tratamento dos efluentes.

Para o dimensionamento, é necessário conhecer as características da água cinza, bem como os riscos derivados da utilização inadequada desse tipo de sistema. Segundo May (2009), os seguintes riscos podem existir:

- Risco de disseminação de doenças devido à exposição a microrganismos na água, podendo causar danos à saúde pública;
- Risco de proliferação de bactérias na água;
- Presença de odor produzido pela decomposição da matéria orgânica;

- Risco de desgaste de peças e equipamentos;
- Risco de entupimento das tubulações de alimentação e distribuição dessas águas.

É importante informar o usuário sobre as propriedades da água, que apesar de não apresentar cor perceptível e pela ausência de odor após o tratamento, continua sendo água não potável, que somente poderá ser utilizada para fins não potáveis. Para evitar possíveis problemas com a saúde dos usuários, é imprescindível uma boa sinalização para alertar as pessoas da presença de águas cinzas nos equipamentos.

A ABNT NBR 13.969:1997 classifica os tipos de água de reúso em classes, definindo padrões de qualidade, conforme Tabela 1.

Tabela 1 - Classificação dos parâmetros de qualidade de água para reúso

Classe	Uso Previsto	Parâmetros de qualidade da água de reúso	
		Parâmetro	Limite
1	Lavagem de carros e outros usos que requerem contato direto do usuário com a água com possível aspiração de aerossóis pelo operador incluindo chafarizes **Nível de tratamento sugerido: tratamento aeróbio (filtro aeróbio submerso ou LAB) seguido por filtração convencional (areia e carvão ativado) e cloração.	Turbidez	< 5 NTU
		Coliformes fecais	< 200 NPM / 100 mL
		Sólidos dissolvidos	
		totais	< 200 mg/L
		pH	6 a 8
2	Lavagem de pisos, calçadas e irrigação dos jardins, manutenção dos lagos e canais para fins paisagísticos, exceto chafarizes. **Nível de tratamento sugerido: tratamento biológico aeróbio (filtro aeróbio submerso ou LAB) seguido por filtração de areia e desinfecção.	Cloro residual	0,5 a 1,5 mg/L
		Turbidez	< 5 NTU
		Coliformes fecais	< 500 NPM / 100 mL
3	Reúso em descargas de bacias sanitárias – normalmente efluentes de enxágue das máquinas de lavar roupas satisfazem aos padrões, sendo necessário apenas a cloração. **Nível de tratamento sugerido: tratamento aeróbio seguido por filtração e desinfecção.	Cloro residual	> 0,5 mg/L
		Turbidez	< 10 NTU
4	Reúso nos pomares cereais, forragens, pastos para gado e outros cultivos através de escoamento superficial ou sistema de irrigação pontual. **As aplicações devem ser interrompidas pelo menos 10 dias antes da colheita.	Coliformes fecais	< 500 NPM / 100 mL
		Oxigênio dissolvido	> 2,0 mg/L

Fonte: Adaptado ABNT NBR 13.969 (1997)

2.2 Utilização do BIM no orçamento

A metodologia BIM pode ser compreendida como um novo paradigma de desenvolvimento de empreendimentos relacionados à construção civil, abrangendo todas as etapas da concepção e da definição de uma obra, como: detalhamentos, planejamento, orçamentação, construção, manutenção e até reformas e demolições. É um processo baseado em modelos paramétricos da

edificação, que visa integrar os profissionais e os sistemas de modelagem de projetos entre as diversas especialidades envolvidas no processo.

Para definição rápida do grau de fiabilidade das informações geradas em um modelo BIM, foi criada uma estrutura conceitual que identifica o grau de desenvolvimento do projeto e detalhamento das informações. Essa estrutura é chamada de LOD, *Level of Development*, em português,

Nível de desenvolvimento (MANZIONE, 2013). Os níveis de desenvolvimento são definidos pelo *American Institute of Architects* (2015) em cinco graus: 100 (fase conceitual), 200 (geometria aproximada), 300 (geométrica precisa), 400 (execução) e 500 (obra concluída).

O BIM facilita as etapas de confecção de um orçamento, tornando a fase de interpretação de memoriais descritivos menos desgastante, uma vez que suas descrições estão contidas nas peças do projeto. A construção virtual facilita a coordenação das alternativas de desenho e planejamento, sincroniza e analisa as possíveis mudanças de projeto, custo e cronograma (AZEVEDO, 2009). Assim, pode-se afirmar que o BIM surge para auxiliar os profissionais na elaboração de um bom planejamento de obra com ferramentas capazes de facilitar a visualização dessa como um todo, e sua utilização para orçamentação traz resultados mais confiáveis, reduzindo o número de falhas humanas, uma vez que as ferramentas BIM geram tabelas automatizadas com quantitativos exatos.

2.3 Análise de viabilidade da implantação do sistema de reúso de águas cinzas – Estudos de caso

Foi realizada uma pesquisa a respeito dos trabalhos já publicados acerca da viabilidade econômica de adotar um sistema de reúso de águas cinzas que indicasse qual o tempo de retorno do investimento da sua implantação em outras cidades brasileiras, para ser possível comparar os resultados obtidos nesta pesquisa com outras. Foram encontrados vários exemplos e, dentre eles, dois foram selecionados por se assemelharem com as características da edificação utilizada nesta pesquisa, assim como pela quantidade de aparelhos sanitários selecionados para serem abastecidos com a água de reúso.

Santos (2008) analisou a viabilidade técnica e econômica da aplicação de um sistema de reúso

de água cinza para o uso de descargas de 30 apartamentos distribuídos em 15 pavimentos de um edifício em Vitória (ES). A viabilidade econômica foi verificada por meio da comparação do custo do sistema tradicional do projeto original com o custo do projeto com reúso de águas cinzas, onde, no segundo, houve um acréscimo de 64% no valor de investimento em relação ao projeto original, sendo o item mais oneroso a estação de tratamento de águas cinzas. O retorno do investimento foi de 4,5 anos, sem considerar a aplicação da taxa de Bonificação e Despesas Indiretas (BDI).

Já Sella (2011) determinou o período de retorno do capital investido em um sistema de reutilização de águas cinzas para uma edificação unifamiliar de dois pavimentos com ocupação de 10 pessoas em Porto Alegre (RS). A pesquisa delimitou a utilização de água não potável apenas para descargas de bacias sanitárias, irrigação de jardins e lavagem de calçadas. Observou-se a economia de consumo de água potável de 29% comparado com o consumo sem o sistema de reutilização de águas. O período de retorno encontrado foi de 12 anos. O autor ainda comparou se a mesma residência fosse construída na cidade de São Paulo (SP), com uma tarifa diferente, e obteve o tempo de retorno de 9,95 anos.

3 METODOLOGIA

O edifício utilizado nesta pesquisa é um projeto real, construído na cidade de Uberlândia (MG), composto por oito pavimentos, sendo sete pavimentos tipo com quatro apartamentos cada (Fig. 1), pavimento térreo e primeiro pavimento de garagem. O terreno mede 24 por 30 metros, totalizando 720m², o projeto possui área total coberta de 3297,73m² e área total descoberta de 420,84m². Cada pavimento tipo apresenta três configurações distintas de apartamentos, apresentadas na Tabela 2.

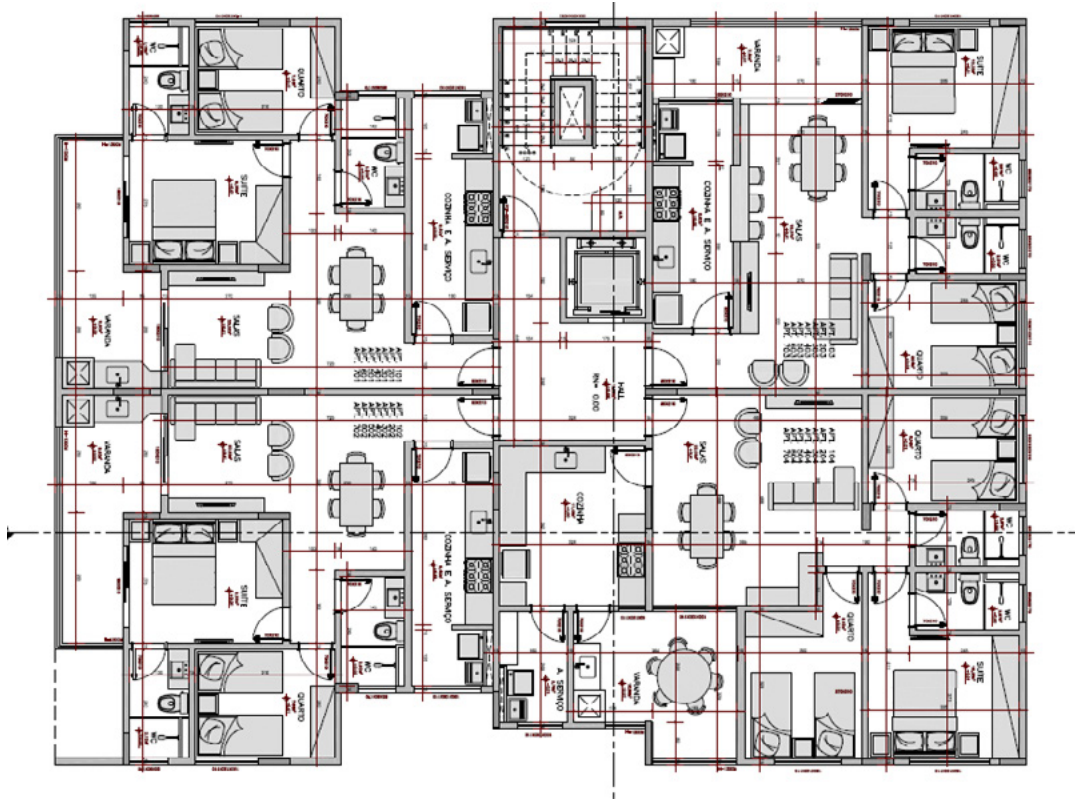


Figura 1 - Planta baixa do pavimento tipo

Fonte: Autor (2019)

Tabela 2 - Quantidade de ambientes por apartamento

Apartamentos	Área (m ²)	Quantidade ambientes por apartamento				
		Quarto	Banheiro privativo	Banheiro social	Cozinha	Área de serviço
Tipo 1	59,34	2	1	1	1	1
Tipo 2	62,85	2	1	1	1	1
Tipo 3	80,88	3	1	1	1	1

Fonte: Autor (2019)

3.1 Software BIM para modelagem dos projetos – Autodesk Revit®

Para este estudo optou-se pela utilização do software Autodesk Revit® 2019, que possui três produtos integrados: Revit Architecture®, Revit Structure® e Revit MEP® (instalações prediais), para a modelagem dos projetos. Os modelos de Arquitetura e Estrutura serviram como base para o de instalações hidrossanitárias. Foi utilizado nível de detalhamento 300 (LOD 300), uma vez que seriam extraídos somente quantitativos da parte hidrossanitária. Ao final da modelagem, foi realizada a compatibilização dos projetos no

próprio Autodesk Revit®, com a ferramenta *Interference Check*, além da compatibilização inerente ao processo de modelagem com vínculos, onde, para cada incompatibilidade encontrada, as alterações necessárias em uma ou outra disciplina eram realizadas imediatamente

3.2 Dimensionamento do sistema hidráulico predial para reúso de águas cinzas

Optou-se por utilizar, neste estudo de caso, a água de reúso para bacias sanitárias, torneiras de lavagem de piso e para rega de jardim, pois, segundo Gonçalves (2006), no Brasil, as águas de

reúso são mais utilizadas em unidades habitacionais para esses pontos.

3.2.1 Cálculo do consumo de água potável e não potável

Para o cálculo da demanda de águas cinzas da edificação, primeiramente é realizado o cálculo da população de acordo com a quantidade de quartos existentes. Segundo Oliveira (2017), deve-se considerar a quantidade de duas pessoas por quarto. Sendo assim: quantidade de quartos x 2 pessoas/ quarto = Número total de pessoas.

A partir do valor gerado é possível calcular o consumo diário de água de edificação, que pode ser obtido por meio da equação:

$$CD = P * C \quad (1)$$

Sendo que:

CD - Consumo diário de água na edificação (L/dia)

P – Número de pessoas total a serem atendidas

C – Consumo de água por pessoa por dia

Para o cálculo da demanda de água não potável diária da edificação, foi utilizada instrução de Gonçalves (2006) apresentada na Tabela 3.

Tabela 3 - Demanda de água não potável na edificação

Apartamentos	Área (m ²)
Bacia Sanitária	14% do consumo
Lavagem da área impermeabilizada	4,0 L/dia/m ²
	8 utilizações/mês
Irrigação da área permeável	2,0 L/dia.m ²
	10 vezes/mês

Fonte: Adaptado de Gonçalves (2006)

A partir dos valores da Tabela 3, foi possível calcular a demanda interna, que corresponde à demanda do volume de água da bacia sanitária, e é necessário adicionar potencial de perda de 10% (GONÇALVES, 2006). As Eq. 2 e 3 correspondem ao cálculo da demanda interna.

$$Q_{int} = Q_{bacia\ sanitária} \quad (2)$$

Sendo:

Q_{int} = vazão interna de água não potável da edificação (L/dia)

$Q_{bacia\ sanitária}$ = vazão da bacia sanitária (L/dia)

$$Q_{int} = CD * 0,14 * 1,1 \quad (3)$$

Para o cálculo da demanda externa, segue.

$$Q_{ext} = Q_{lavagem} \quad (4)$$

Sendo:

Q_{ext} = vazão externa de água não potável da edificação (L/dia)

$Q_{lavagem}$ = vazão de lavagem de piso (L/dia)

$$Q_{ext} = A_{imp} * Dlv \quad (5)$$

Sendo:

A_{imp} = Área impermeável do pavimento térreo e primeiro pavimento (m²)

Dlv = Demanda da torneira externa para lavagem (L/dia/m²)

Com isso, o consumo diário total de água não potável é dado por:

$$Q_{np} = Q_{int} + Q_{ext} \quad (6)$$

3.2.2 Estimativa de produção de água cinza

Gonçalves (2006) e May (2009) resumem na Tabela 4 o consumo de água em cada equipamento hidrossanitário doméstico em diferentes fontes, sendo elas: empresa DECA, fabricantes de louças e metais sanitários; pesquisas da USP

(Universidade de São Paulo); pesquisas da PNC-DA (Programa Nacional de Combate ao Desperdício de Água; pesquisas dos autores Gonçalves e Bazzarela (2005). Para estimar a produção de água cinza por equipamento, foram utilizados

os percentuais médios do consumo de água em cada aparelho doméstico da Tabela 4. Os aparelhos sanitários analisados nesta tabela são: chuveiro, lavatório, tanque e máquina de lavar roupas.

Tabela 4 - Consumo de água em cada equipamento doméstico

Aparelho Sanitário	DECA (2005)	USP (1990)	PNCDA (1998)	Gonçalves e Bazzarela (2005)	Valores médios
Bacia Sanitária	14,0%	29,0%	5,0%	14,0%	16,0%
Chuveiro	46,7%	28,0%	54,0%	47,0%	42,9%
Lavatório	11,7%	6,0%	7,0%	12,0%	8,2%
Pia de cozinha	14,6%	17,0%	17,0%	14,0%	16,2%
Tanque	4,9%	6,0%	10,0%	5,0%	7,0%
Máquina de lavar roupas	8,1%	5,0%	4,0%	8,0%	5,7%
Máquina de lavar louças	-	9,0%	3,0%	-	4,0%

Fonte: Adaptado de Gonçalves (2006) e May (2009)

Com os valores apresentados, é possível estimar a oferta de água não potável da edificação, multiplicando o consumo diário de água na edificação pela porcentagem dos valores médios para cada equipamento da Tabela 4. Com os valores resultantes, tem-se o valor total da oferta de água cinza da edificação, sendo que a oferta de água deve ser maior que a demanda da edificação. Caso a condição seja atendida, faz-se a escolha da dimensão dos reservatórios superior e inferior de água não potável.

Segundo Gonçalves (2006), para escolha da dimensão dos reservatórios utiliza-se a relação 2/5 do volume da demanda para armazenagem no reservatório superior e 3/5 do volume para o reservatório inferior. É importante considerar que, no caso de a edificação ficar sem reserva de água não potável, o reservatório de água potável deve abastecer o sistema de água cinza, e para isso, o reservatório de água não potável deve estar em nível abaixo do nível do reservatório superior de água potável.

3.2.3 Dimensionamento das tubulações

Para o dimensionamento da rede de água fria foi utilizado o método dos pesos relativos da ABNT NBR 5626:1998. O intuito desse dimensionamen-

to é encaminhar a água tratada do reservatório superior para as bacias sanitárias e as torneiras de lavagem de toda a edificação com velocidade e pressão adequadas, sendo que não pode haver nenhum tipo de conexão entre tubulações de água potável e não potável. Para os cálculos, foi escolhido o banheiro mais distante do reservatório na horizontal, no último pavimento, situação mais crítica do projeto. Neste caso, se a pressão nas tubulações do banheiro mais distante atenderem as condições exigidas pela norma, pressupõe-se que as demais tubulações da edificação terão a pressão mínima indicada. Para o cálculo, foi utilizado o roteiro presente no Anexo A da ABNT NBR 5626:1998.

3.2.4 Dimensionamento do sistema de recalque

O bombeamento da água do reservatório inferior para o superior é feito por uma instalação elevatória. Para o dimensionamento dessa instalação, que deve conter a bomba de recalque, foi utilizado a fórmula de Forchheimer:

$$D_{rec} = 1,3 * \sqrt[4]{x} * \sqrt{Qr} \quad (7)$$

Sendo:

D_{rec} = diâmetro da tubulação de recalque (m)

x = número de horas trabalhadas dividido por 24 horas

Q_r = vazão de recalque (m^3/s)

Após a definição da tubulação de recalque é realizada a verificação da velocidade de recalque, pela equação:

$$Q_r = V * A \quad (8)$$

Para o diâmetro de sucção foi considerado diâmetro comercial igual ao de recalque, já que é improvável que tenha cavitação em uma tubulação de comprimento curto.

Também é necessário verificar a perda de carga da tubulação. A perda de carga distribuída depende das seguintes características da tubulação: comprimento, diâmetro interno, rugosidade interna e vazão. Consideraram-se tubos lisos (tubo de PVC) por serem os mais utilizados no mercado; assim, foi utilizada a Eq. 9 para o cálculo da perda de carga.

$$J = 0,000869 * Q^{1,75} * d^{-4,75} \quad (9)$$

Sendo:

J = Perda de carga unitária (m/m)

Q = Vazão estimada na seção (m^3/s)

d – Diâmetro interno do tubo (m)

A perda de carga unitária deve ser multiplicada pelo comprimento da tubulação. Já para o cálculo da perda de carga nas conexões, foi utilizada a Tabela A.3 da ABNT NBR 5626:1998 para o cálculo do comprimento equivalente para tubos de PVC. Com isso, a perda de carga na sucção e no recalque é calculada pela Eq. 10:

$$\Delta h = J (L_{real} + L_{eq}) \quad (10)$$

Onde:

Δh = perda de carga (m)

L_{real} = comprimento real da tubulação

L_{eq} = comprimento equivalente das conexões, segundo a Tabela A.3 da ABNT NBR 5626:1998 citada anteriormente

3.2.5 Cálculo da altura manométrica (H_m)

A partir da altura monométrica é possível determinar qual será a bomba utilizada no sistema. Para calcular essa altura, foi utilizada a Eq. 11:

$$H_m = \sum (Alturas\ estáticas) + \sum (perda\ de\ carga) \quad (11)$$

Após o cálculo da altura manométrica, foi realizado o cálculo da potência da bomba, através da Equação 12:

$$Pot\ (cv) = \frac{9,8 * H_m * Q_r}{\eta} \quad (12)$$

Onde:

Q_r = vazão de recalque (m^3/s)

η = rendimento da bomba

3.2.6 Dimensionamento da tubulação de coleta

O dimensionamento do sistema de coleta da água cinza foi realizado utilizando a ABNT NBR 8160:1999, com o método de Unidade Hunter de Contribuição (UHC). Para isso foi utilizada a Tabela 3 da mesma normativa.

3.2.7 Escolha do sistema de tratamento de águas cinzas

Para definição do sistema, foi escolhido um filtro que atende os parâmetros exigidos pela Classe 2, expressos na Tabela 1 do Item 2.2 desse artigo.

3.3 Retirada de quantitativos - Autodesk Revit®

Tradicionalmente, são utilizados métodos manuais para a retirada dos quantitativos de uma obra. Esse processo está sujeito a erro e exige grande dispêndio de tempo. Um orçamentista pode gastar de 50% a 80% do tempo de um orçamento com as quantificações (SABOL, 2008). Quando esse processo é realizado com um *software BIM*, o tempo demandado é reduzido significativamente, pois ocorre de forma automatizada.

Para essa etapa, as tabelas de quantitativos de reaproveitamento de água cinza foram geradas no *software Revit®*. Essas tabelas podem ser configuradas com campos que variam de acordo com o elemento, por exemplo, no caso da tubulação a tabela possui um campo de diâmetro e outro de comprimento. Depois que a tabela é gerada pode ser exportada em formato .txt, que pode ser aberto em *softwares* de planilhas eletrônicas.

3.4 Orçamento dos projetos

A partir dos quantitativos, foi possível fazer o orçamento detalhado do sistema de reaprovei-

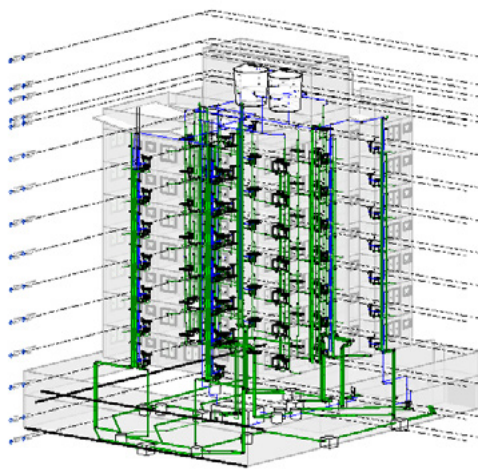
tamento de águas cinzas. Para isso utilizou-se o programa OrçaFascio®. Com o resultado, foi analisada a diferença entre os orçamentos do projeto original e do projeto com sistema de reaproveitamento de águas cinzas. Essa avaliação de custos é importante para a determinação do período de retorno do capital investido no sistema de reúso de águas cinzas.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

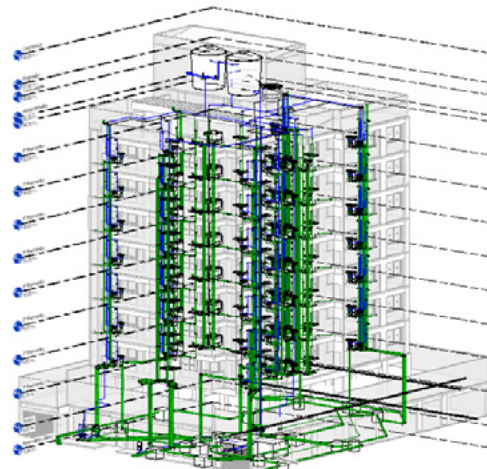
4.1 Modelagem dos projetos

A modelagem dos projetos foi realizada na seguinte ordem: modelagem do projeto arquitetônico, modelagem do projeto estrutural e modelagem do projeto hidrossanitário original (Fig. 2-a). Em seguida, foi realizada a compatibilização entre as disciplinas e as correções das incompatibilidades.

Após o dimensionamento do sistema de reúso de águas cinzas, foi realizada a adequação do projeto hidrossanitário no Revit®. Na Fig. 2-b apresenta-se imagem tridimensional da modelagem do projeto hidrossanitário com reaproveitamento de águas cinzas.



(a) Modelo hidrossanitário original



(b) Modelo hidrossanitário com reaproveitamento de águas cinzas

Figura 2 - Projetos hidrossanitários modelados

Fonte: Autor (2019)

4.2 Dimensionamento do sistema hidráulico predial para reúso de águas cinzas

A edificação totaliza 63 quartos; considerando 2 pessoas por quarto, gerou-se estimativa de 126 moradores. Para Tsutiya (2005), o consumo médio de água em habitações é de 200 L/hab.dia. Com isso, o valor estimado para o consumo de água na edificação é 25.200 L/água/dia.

O valor do consumo diário é utilizado para estimar o valor da vazão de demanda de cada equipamento, bem como a vazão de oferta. Nas Tabelas 5 e 6 apresentam-se as estimativas dos valores da demanda de vazão e os valores de oferta, respectivamente.

Tabela 5 - Demanda de vazão de cada equipamento

Demanda bacia sanitária (Qint)	3880,8 L/dia
Demanda lavagem (Qext)	2690,65L/dia
Demanda total (Qnp)	6571,45L/dia

Fonte: Autor (2019)

Tabela 6 - Vazão ofertada por cada equipamento

Chuveiro	10810,8 L/dia
Lavatório	2073,96 L/dia
Máquina de lavar	1436,4 L/dia
Tanque	1756,44 L/dia
Total	16077,6 L/dia

Fonte: Autor (2019)

Como foi definida somente a reutilização de águas cinzas nas bacias sanitárias e nas torneiras de lavagem, a oferta de chuveiro, lavatório, máquina de lavar e tanque é maior que a demanda. Assim, para atender à demanda dos equipamentos, foi utilizado para reúso somente o chuveiro, cuja oferta é de 10.810,80 L/dia. Nota-se que os 6.571,45 L/dia de água cinza que serão reaproveitados correspondem a aproximadamente 26% do consumo diário da edificação.

Para a demanda de 6.571,45 L/dia, optou-se por utilizar reservatório inferior de 5.000 L e reservatório superior de 2000 L (valores padrão de mercado). Para o reservatório superior foram considerados quatro níveis, o nível d'água mínimo para o acionamento da bomba, o nível d'água máximo para o desligamento automático da bomba, o nível mínimo para que o sensor seja acionado e o reservatório de água não potável seja alimentado pelo reservatório de água potável (caso necessário) e, por fim, o nível máximo, para que o sensor desligue e feche o registro da alimentação do reservatório de água potável para o de água não potável. Para que, no caso de falta de água no reservatório com água de reúso, o reservatório de 15.000 L possa atendê-lo, esse foi alocado com desnível de 20 cm (Fig. 3).

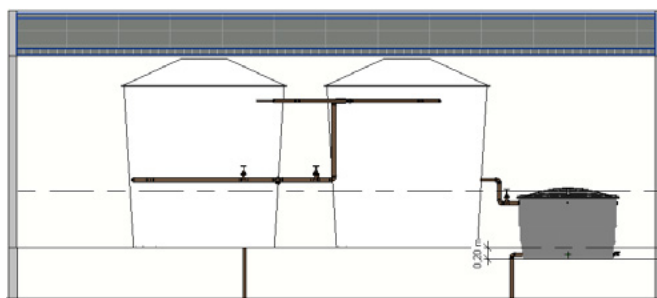


Figura 3 - Desnível entre os reservatórios

Fonte: a partir do Revit® (Autor 2019)

O reservatório inferior de água de reúso (Reservatório 2 da Fig. 4), foi posicionado ao lado do

reservatório inferior de água potável já existente (Reservatório 1 da Fig. 4).

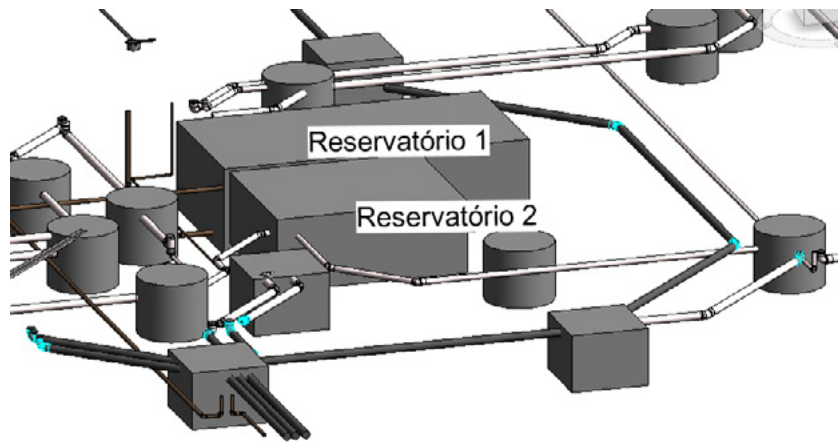


Figura 4 - Localização do reservatório inferior de água não potável
Fonte: Autor (2019)

A partir desses dados, foram dimensionadas as tubulações, de acordo com o Anexo A da ABNT NBR 5626:1998. O desenho dos trechos do re-

servatório de água não potável até os equipamentos com situação mais desfavoráveis é apresentado na Fig. 5.

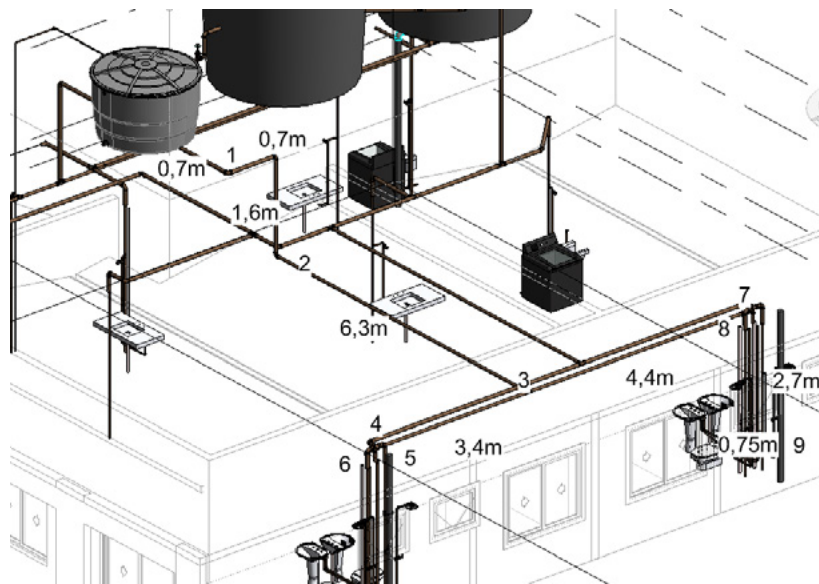


Figura 5 - Representação do caminho até os equipamentos com situação mais desfavorável.
Fonte: Autor (2019)

Na Tabela 7 apresentam-se os cálculos para dimensionamento das tubulações e conferência dos parâmetros mínimos exigidos pela norma.

Tabela 7 - Dimensionamento da rede de água fria não potável para o banheiro mais desfavorável do último pavimento tipo

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Total	11	12	13	14	15
Trecho	Soma dos pesos	Vazão estimada	Diâmetro interno	Velocidade	Perda de carga unitária	Diferença de cota sobre + desce -	Pressão disponível	Comprimento da tubulação		Total	Perda de carga			Pressão disponível residual	Pressão requerida no ponto de utilização
								(14) + 10 x (7)	Real		Equivalente	(real + equi)	Tubulação		
							L/s			mm			m/s	kPa/m	m
7 - 9	32	1,70	35,2	1,74	0,98835	2,7	43	3,2	10,6	13,8	13,6392233	0,4	14,039223	28,960777	>5
7 - 8	32	1,70	35,2	1,74	0,98835	2,7	43	3,2	10,6	13,8	13,6392233	0,4	14,039223	28,960777	>5
3 - 7	64	2,40	44	1,58	0,628043	0	16	4,4	7,3	11,7	7,34810068	0	7,3481007	8,6518993	>5
4 - 5	32	1,70	35,2	1,74	0,98835	2,7	43	3,2	10,6	13,8	13,6392233	0,4	14,039223	28,960777	>5
4 - 6	32	1,70	35,2	1,74	0,98835	2,7	43	3,2	10,6	13,8	13,6392233	0,4	14,039223	28,960777	>5
3 - 4	64	2,40	44	1,58	0,628043	0	16	3,2	7,6	11	6,90847072	0	6,9084707	9,0915293	>5
2 - 3	128	3,39	53,4	1,52	0,459166	0	16	6,3	7,8	14,1	6,47424064	0	6,4742406	9,5257594	>5
1 - 2	128	3,39	53,4	1,52	0,459166	1,6	16	3	11,1	14,1	6,47424064	0,9	7,3742406	8,6257594	>5

Fonte: Autor (2019)

Após a definição das tubulações de água fria não potável, foram realizados cálculos para a definição das tubulações de recalque e sucção da bomba e, para isso, foi considerado que a bomba trabalhará 5 horas por dia. Com isso, foi encontrado diâmetro interno mínimo de aproximadamente 12 mm; como este não é usual, foi adotado o diâmetro interno de 21,6 mm (DN 25), onde a velocidade da água no trecho não ultrapasse o valor de 3 m/s. O diâmetro de sucção foi considerado igual ao diâmetro comercial adotado para o recalque.

A perda de carga distribuída para o diâmetro encontrado é de 0,076306 m/m. Já a perda de carga pelo comprimento equivalente na sucção é calculado na Tabela 8.

Tabela 8 - Comprimento equivalente (Leq) de sucção

Comprimento equivalente - Sucção		
	Quantidade	Leq
Válvula de pé com crivo	1	13
RG	1	0,3
	Leq	13,3

Fonte: Autor (2019)

Com isso, a perda de carga na sucção, com o comprimento real de 0,50 m, é de 1,0530 m. A perda de carga pelo comprimento equivalente no recalque é calculada na Tabela 9.

Tabela 9 - Comprimento equivalente (Leq) de recalque

Comprimento equivalente - Recalque		
	Quantidade	Leq
Curva 90	3	3,6
Saída canalização	1	0,9
RG	1	0,2
	Leq	4,7

Fonte: Autor (2019)

Portanto, a perda de carga no recalque, com comprimento real de 28,3 m, é de 2,5181 m. Somando-se as perdas de carga encontradas e o comprimento de 27,9 m, que deverá ser vencido pela bomba, encontra-se altura monométrica de 31,47 m. A potência da bomba, com rendimento irreal de 100%, é de 0,1199 cv, com base nesses dados, foi escolhida a bomba DANCOR CAM W-6C, cujos dados são apresentados na Tabela 10.

Tabela 10 - Tabela de seleção

Modelo		Pot. (cv)	Tubulação		Diâmetro rotor (mm)	AMT max. (mca)	Altura Manométrica Total em metros de Coluna de Água (mca) Não estão incluídas as perdas por atrito																									
Monofásico 127 ou 220V	Trifásico 220V/380V		Suc. (bsp)	Elev. (bsp)			8	10	12	14	16	18	20	22	24	26	28	30	32	34	36	38	40	42	44	46						
CAM-W6C	CAM-W6	3/4	1"	1"	130,0	32	9,3	9,0	8,6	8,2	7,7	7,1	6,5	5,6	4,5	3,2	1,8	0,8														
		1			136,0	35	9,3	9,0	8,6	8,3	7,9	7,5	7,0	6,4	5,7	4,8	3,8	2,5	1,3	0,4												
		1½*			145,0	42			8,6	8,2	7,7	7,3	6,8	6,3	5,8	5,2	4,6	3,9	3,2	2,4	1,5	0,6										
		2*			156,0	48			8,2	7,9	7,6	7,3	7,0	6,7	6,3	6,0	5,6	5,2	4,7	4,2	3,7	3,1	2,5	1,9	1,3	0,6						

*Monofásico Bivolt: 110/220V

IMPORTANTE: Não utilizar as bombas em alturas inferiores àquelas limitadas pela linha demarcativa, sob o risco de sobrecarga no motor elétrico, ocasionando a perda da GARANTIA.

Fonte: Dancor (2019)

Sendo a capacidade de reserva de 7.000 litros e o funcionamento da bomba de 5 horas, a vazão da bomba é de 1.400 L/h, ou 1,4 m³/h. Utilizando os valores da altura manométrica, de 31,47 m, e a vazão da bomba, de 1,4 m³/h, a bomba mais indicada, de acordo com a Tabela 11, é a de 1^{1/2} cv.

O sistema de coleta foi dimensionado utilizando-se a Tabela 3 da ABNT NBR 8160:1999, com isso, foi possível encontrar o diâmetro das tubulações de coleta e do chuveiro, cujo somatório resulta em 3 UHC. A caixa sifonada adotada foi a com saída de 50 mm (3 UHC).

Para o dimensionamento dos tubos de queda, utilizou-se a Tabela 6 da ABNT NBR 8160:1999. Somando os UHC de todos os equipamentos de coleta do edifício, tem-se 106 UHC, divididos em 5 tubos de queda, portanto cada tubo terá 50 mm de diâmetro.

Por fim, por indicação da Norma ABNT NBR 13.969:1997, o sistema de tratamento de águas cinzas escolhido foi o de filtro aeróbio submerso com sistema de desinfecção por bombeamento de cloro.

4.3 Orçamento dos projetos

Com a retirada dos quantitativos do *software Revit®* foi possível fazer o orçamento no programa Orçafascio. O *Revit®* possibilitou que o orçamento fosse feito rapidamente, uma vez não houve a necessidade de retirar os quantitativos visualmente, pois o *software* gera as tabelas de forma automática. Logo, a economia de tempo nesta fase foi expressiva.

Ao final, encontrou-se valor total para a execução do projeto hidrossanitário com reaproveitamento de águas cinzas de R\$ 209.256,34, sem considerar a taxa de Bonificação e Despesas Indiretas (BDI). Foi realizado o orçamento do hidrossanitário sem o reaproveitamento de águas cinzas, de acordo com o projeto original, que resultou em R\$ 160.030,51, e ao final, os valores dos dois orçamentos foram comparados resultando na diferença de custos de R\$ 49.225,83.

De acordo com a Tabela 3 do Item 3.3.1 deste artigo, para o cálculo da demanda da torneira de lavagem, deve-se considerar que essa traba-

ha somente em 8 dias do mês e para o cálculo da demanda da bacia sanitária consideram-se todos os dias do mês. Assim, para a estimativa de consumo de água de reúso, multiplicou-se por 8 dias o valor do consumo diário, de 6.571,45 L/dia (referente à demanda da bacia sanitária e da torneira de lavagem), e 22 dias por 3.880,8 L/dia (referente à demanda da bacia sanitária), gerando o resultado de 13.7949,20 L/mês, ou 137,95 m³/mês.

De acordo com o Portal DMAE, os custos da conta de água são calculados respeitando as tarifas da Tabela 11.

Tabela 11 - Valores em reais (R\$) pelo consumo mensal de água

I - Categoria Residencial	
Com hidrômetro	
De 0 a 10 m ³ - tarifa mínima residencial	R\$ 19,01
De 11 a 20 m ³ - preço por m ³ excedente	R\$ 1,46
De 21 a 30 m ³ - preço por m ³ excedente	R\$ 1,67
De 31 a 40 m ³ - preço por m ³ excedente	R\$ 2,30
De 41 a 50 m ³ - preço por m ³ excedente	R\$ 3,97
Acima de 50 m ³ - preço por m ³ excedente	R\$ 4,95

Fonte: Adaptado de Portal DMAE Uberlândia-MG (2019)

A taxa total para o consumo de água a ser paga por mês seria de:

$$\text{R\$ } 19,01 + (\text{R\$ } 1,46 \cdot 10) + (\text{R\$ } 1,67 \cdot 10) + (\text{R\$ } 2,30 \cdot 10) + (\text{R\$ } 3,97 \cdot 10) + (\text{R\$ } 4,95 \cdot 87,949) = \text{R\$ } 531,66$$

Logo, para a estimativa do período de retorno do sistema, desprezando os gastos com a energia gasta pelas bombas e os gastos com manutenção do sistema de reúso, tem-se economia anual de R\$ 6.379,89.

Para a definição do período de retorno, foi considerada a aplicação de taxa de juros sobre o valor anual economizado como fator de redução para que a parcela anual corresponda ao tempo presente e também aplicação de reajuste anual da

tarifa de água de igual valor, que funciona como fator de aumento do valor da tarifa. Assim, aplicando simultaneamente as taxas, elas se anulam. Logo, o cálculo resultará em uma simples divisão do valor do investimento do sistema de reúso sobre o valor da parcela de economia anual. O período de retorno encontrado foi de aproximadamente 7,7 anos.

Os estudos de caso demonstrados no Item 2.3 deste artigo apresentaram resultados distintos, um de 4,5 anos para um edifício de quinze pavimentos, que apresenta abastecimento da água de reúso para bacia sanitária, torneiras para lavagem de áreas externas, máquina de lavar roupas e tanque, e outro de 9,95 anos para uma edificação de dois pavimentos, onde somente a bacia sanitária e torneiras para lavagem de áreas externas são abastecidas pela água de reúso. Esperava-se que o tempo de retorno resultante desta pesquisa estivesse entre os valores dos estudos apresentados. De acordo com o resultado obtido, o período de retorno é de 7,7 anos, o que se leva a acreditar que o retorno do investimento está ligado à altura da edificação. Ou seja, quanto maior a edificação, menor o tempo de retorno, possivelmente pelo fato de que, ao aumentar a altura da edificação tem-se, em um mesmo padrão, mais apartamentos, com consequente maior quantidade de aparelhos sanitários possíveis de serem alimentados pelo sistema de reúso de águas cinzas.

Segundo a norma de desempenho ABNT NBR 15.575:2013, a vida útil de um sistema hidrosanitário é de no mínimo 20 anos. O período de retorno de 7,7 anos representa então 38,5% do tempo mínimo da edificação; nos outros 12,3 anos a edificação lucra com o sistema. Para o cálculo do lucro que a edificação teria em 12,3 anos, multiplicam-se R\$ 6.379,89 (valor da economia de consumo de água por ano), por 12,3 anos, o que resulta em R\$ 78.472,65 de lu-

cro, demonstrando que a aplicação deste sistema é viável economicamente.

Durante os 20 anos de vida útil mínima da edificação, o potencial de economia de água seria de: $137.949,20 \text{ L/mês} \times 12 \text{ meses/ano} \times 20 \text{ anos} = 33.107.808,00 \text{ L de água}$. É notável a importância de adotar esse sistema nas novas construções, pois a economia de água é significativa, podendo, em grande escala, resultar em preservação dos mananciais de água, por meio da redução do lançamento de rejeitos, colaborando significativamente para a redução dos impactos causados pela construção civil ao meio ambiente.

5 CONCLUSÃO

A pesquisa realizada atendeu ao objetivo almejado, de analisar a viabilidade de implantação de um sistema de reúso de águas cinzas em um edifício residencial multifamiliar de oito pavimentos, com resultado de tempo de retorno de 7,7 anos, demonstrando viabilidade econômica. Ainda, o sistema tem potencial de economia de 1.655.390,40 litros de água anuais; o que contribui significativamente com o meio ambiente, em diferentes escalas.

O resultado desta pesquisa colabora com a divulgação ampla da viabilidade da adoção do reúso de águas cinzas em edificações e no potencial de economia de água. Existe um movimento de conscientização pós-políticas de racionamento, que surgiu depois das crises hídricas de 2014 e 2015, com leis municipais e estaduais para o reúso de água da chuva em várias cidades, como Brasília e São Paulo, que podem ser expandidas para mais cidades, iniciando pelos maiores polos populacionais.

Foi possível perceber que as normas sobre instalações prediais de água fria e de esgoto sanitário são antigas e não possuem adaptação para

sistemas de reúso; com isso, faz-se necessária a atualização dessas pelos órgãos competentes.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

7 REFERÊNCIAS

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 5626: Instalação predial de água fria. Rio de Janeiro, 1998.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 8160: Sistemas prediais de esgoto sanitário – Projeto e execução. Rio de Janeiro, 1997.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 15575: Edificações habitacionais – Desempenho, RUI de Janeiro, 2013.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 13969: Tanques sépticos – Projeto e execução. Rio de Janeiro, 1997.

ABREU, C. G. S., Eficiência energética em edificações: o caso dos prédios públicos existentes. In: XXXV Encontro Nacional de Engenharia de Produção: Perspectivas Globais para a Engenharia de Produção, Fortaleza, 2015. **Anais...**

ADASA. **Níveis dos reservatórios de Santa Maria e Descoberto**. Brasília: Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal. Disponível em: <http://www.adasa.df.gov.br/>. Acesso em: 16 de julho de 2019.

ALVES, W. C.; KIPERSTOK, A.; ZANELLA, L.; PHILIPPI, L. S.; SANTOS, M. F. L.; VALENTINA, R. S. D.; OLIVEIRA, L. V.; GONÇALVES, R. F. Tecnologias de conservação em sistemas prediais. In: GONÇALVES, R. F. (Coord.). **Conservação de água e energia em sistemas prediais e públicos de abastecimentos de água**. Rio de Janeiro: ABES, 2009. Programa de Pesquisa em Saneamento Básico.

AMERICAN INSTITUTE OF ARCHITECTS (AIA). **LOD Specification 2015**.

AZEVEDO, O. J. M. de. **Metodologia BIM – Building Information Modeling na direção técnica de obras**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil, Reabilitação, Sustentabilidade e Materiais de Construção). Escola de Engenharia, Universidade do Minho. 2009.

AZHAR, S.; CARLTON, W. A.; OLSEN, D.; AHMAD, I. Building information modeling for sustainable design and LEED ® rating analysis. **Automation in Construction**, v. 20, n. 2, p. 217–224, 2011.

- BAZZARELLA, B. B. **Caracterização e aproveitamento de água cinza para uso não potável em edificações**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória. 2005.
- BRAGA, B.; KELMAN, J. Facing the challenge of extreme climate: the case of Metropolitan São Paulo. **Revista Water Policy**, v. 18, n. S2, p. 52-69, 2016.
- CARDIA, N. et ALUCCI, M.P. (1998) Campanhas de educação pública voltadas à economia de água Programa Nacional de Combate ao Desperdício de Água - PNCDA. **Documento Técnico de Apoio DTA - B2**. Ministério do Planejamento e Orçamento / Secretaria Nacional de Política Urbana. PNCDA, Brasília.
- DECA. **Uso racional de água**. Disponível em: <http://www.deca.com.br/>. Acesso em: 23 nov. 2005.
- DISTRITO FEDERAL. Governo do Distrito Federal. Lei nº 4.671, de 10 de novembro de 2011. **Diário Oficial do Distrito Federal**, Brasília, v.43, n.218, p.1, 2011.
- SÃO PAULO. Governo do Estado de São Paulo. Lei nº 16.174, de 22 de abril de 2015. Prefeitura de São Paulo.
- EASTMAN, C. M.; TEICHOLZ, P.; SACKS, R. **Bim handbook: a guide to building information modeling for owners, managers, designers, engineers and contractors**. [s.l.] John Wiley & Sons, 2011.
- FUNDAÇÃO VANZOLINI: **Certificação AQUA-HQE em detalhes**. Disponível em: <https://vanzolini.org.br/aqua/certificacao-aqua-em-detalhes/>. Acesso em: 28 de junho de 2019.
- GONCALVES, R. F. (Coord.). **Uso racional da água em edificações**. Rio de Janeiro: Abes, 2006.
- MAY, S. **Caracterização, tratamento e reúso de água cinza e aproveitamento de águas pluviais em edificações**. 2009. Tese (Doutorado). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.
- MANZIONE, L. **Proposição de uma estrutura conceitual de gestão do processo de projeto colaborativo com o uso do BIM**. São Paulo: Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2013.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº54, de 28 de novembro de 2005. **Conjunto de normas legais: recursos hídricos**. Secretaria de Recursos Hídricos e Ambiente Urbano. 7 ed. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2011b. 260p.
- OLIVEIRA, L. H. e colab. **Levantamento do estado da arte: Água**. Projeto Finep: Tecnologias para construção habitacional mais sustentável, São Paulo, 2007.
- Portal DMAE de Uberlândia-MG. **Decreto nº 17.914, de 11 de janeiro de 2019**. Disponível em: http://www.uberlandia.mg.gov.br/uploads/cms_b_arquivos/21504.pdf. Acesso em: 23 de junho de 2019.
- ROCHA, A.L. (1990). **Estudo para identificação e avaliação de parâmetros de projeto de bacias sanitárias de ação sifônica tendo em vista a redução do consumo de água**. Dissertação (Mestrado). Escola Politécnica da USP, São Paulo (não publicada).
- SANT'ANA, D. R.; MEDEIROS, L. B. P.; ALVARES, K. C. F.; Aproveitamento de Águas Pluviais e Reúso de Águas Cinzas em Edificações. **Relatório técnico apresentado para ADASA**; Convênio ADASA/Universidade de Brasília. Brasília, 2017.
- SANTOS, Wendel P. **Avaliação da viabilidade econômica do reúso de águas cinzas em edificações domiciliares**. 2008. 72f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação). Curso Superior de Engenharia Civil. Universidade Estadual de Feira de Santana, Feira de Santana, 2008.
- SELLA, M. B.; **Reúso de águas cinzas: avaliação da viabilidade da implantação do sistema em residências**. Porto Alegre, 2011.
- SINDUSCON. **Conservação e reúso de águas em edificações**. São Paulo. Editora gráfica 2005.
- TSUTIYA, M. (2005). **Abastecimento de água**. 2. ed. São Paulo: Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2005.
- US GREEN BUILDING COUNCIL. **LEED v4 for Building Design and Construction**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <http://www.usgbc.org/resources/leed-v4-building-design-and-construction-current-version>.

Avaliação do potencial energético do briquete constituído do resíduo sólido de fibras de casca de coco

Evaluation of the energetic potential of the briquette made of solid waste from coconut shell fibers

• **Data de entrada:**
15/09/2020



• **Data de aprovação:**
16/05/2022

Wildemberg Raiol de Assunção^{1*} | Eduardo dos Santos Pereira¹ | Welton Raiol de Assunção¹ | Valdir Schalch²

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2022.051>

ORCID ID

Assunção WR  <https://orcid.org/0000-0002-6036-1620>
Pereira SP  <https://orcid.org/0000-0003-4762-1181>

Assunção WR  <https://orcid.org/0000-0002-8486-3342>
Schalch V  <https://orcid.org/0000-0001-8699-7224>

Resumo

A produção dos resíduos sólidos, bem como sua capacidade de deposição, é cada vez mais limitada, não só pela escassez de espaço físico como também pela legislação que se torna cada vez mais rígida no que tange à questão ambiental. A indústria do coco no mundo e no Brasil é caracterizada pela grande geração de resíduos sólidos; as cascas de coco e subprodutos sólidos, como as fibras, compõem cerca de 85% do peso total do fruto e causam problemas relacionados ao seu gerenciamento adequado. Diante dessa problemática, este trabalho tem como objetivo geral realizar uma avaliação da viabilidade do processo de briquetagem dos resíduos sólidos de fibras de casca de coco visando a sua utilização como fonte de energia. A metodologia desenvolvida neste estudo apresentou a caracterização e classificação das fibras de coco utilizadas como matéria-prima no estudo segundo as normas e resoluções ambientais vigentes. Para a avaliação da viabilidade do potencial energético das fibras de coco utilizando o processo de briquetagem foram produzidos corpos de prova por meio de uma briquetadeira em laboratório especializado em pesquisa de biomassa.

Palavras-chave: Resíduos Sólidos. Fibras de coco. Briquetagem. Aproveitamento Energético.

Abstract

The production of solid waste, as well as its deposition capacity, is increasingly limited, not only due to the scarcity of physical space but also due to the legislation that is becoming increasingly rigid when it comes to the environmental issue. The coconut industry in the world and in Brazil is characterized by the large generation of solid residues where coconut shells and solid by-products such as fibers make up about 85% of the total weight of the fruit and which cause problems related to its proper management. In view of this problem, this work has as general objective to carry out an evaluation of the viability of the briquetting process of solid residues of coconut shell fibers aiming at their use as an energy source. The methodology developed in this study presented the characterization and classification of coconut fibers used as raw material in the study according to the current environmental standards and resolutions. To assess the viability of the energy potential of coconut fibers using the briquetting process, specimens were produced using a briquetter in a laboratory specialized in biomass research.

Keywords: Solid Waste. Coconut fibers. Briquetting. Energy Use.

¹ Instituto Federal do Pará (IFPA) - Campus Belém - Belém - Pará - Brasil.

² Universidade de Ribeirão Preto (UNAERP) - Campus Ribeirão Preto - Ribeirão Preto - São Paulo - Brasil.

* **Autor correspondente:** eng.wildemberg@gmail.com.

1 INTRODUÇÃO

Os resíduos sólidos se tornaram um dos problemas mais preocupantes da sociedade humana nos últimos anos, devido ao seu grande ritmo de produção, bem como sua capacidade de deposição, que é cada vez mais limitada, não só pela escassez de espaço físico como também da legislação, que se torna cada vez mais rígida no que tange à questão ambiental. Outros fatores importantes que determinaram o aumento excessivo de resíduos foram o modo de vida e os hábitos alimentares da população, o que levou a um aumento considerável de resíduos produzidos diariamente (WRIGHT, 2004).

Países tropicais, como o Brasil, detêm o privilégio de possuir recursos naturais suficientes para transformar oportunidades em sustentabilidade. A utilização da racionalidade no aproveitamento dos recursos naturais para suprimento de todas as operações humanas contribui com o gerenciamento adequado desses recursos (SACH, 2013).

Conforme Cavalcante (2014), a produção de coco brasileira é caracterizada pelo expressivo aumento da quantidade produzida e da área plantada com o fruto, que é impulsionada principalmente pelo grande aumento do consumo de água de coco e pela integração de novas tecnologias ao processo produtivo, com a utilização de modernos fatores de produção e implementos; pela consolidação de determinados agentes, tais como: grandes empresas agrícolas, agroindustriais e de pesquisa; e pela dispersão espacial da produção de coco por todas as regiões do país.

Conforme Martins e Jesus Junior (2014), o Brasil ocupa no cenário mundial de produção de coco, uma posição mais privilegiada, pois se sobressai ainda mais quando comparado aos países da América do Sul —onde a produção brasileira é responsável por mais de 80% da produção do coco, destacando-se também em área cultivada e produtividade.

Toda a demanda produtiva do coco é fundamentada no uso e consumo apenas de seus itens mais nobres, tais como: a água e a polpa do fruto. Porém a produção desse fruto gera grande quantidade de subprodutos sólidos, como as fibras, que representam cerca de 85% de seu peso total bruto (ROSA et al., 2002).

Cerca de 10 kg de fibras podem ser extraídas de 1000 unidades de coco (FAO, 2018). O quantitativo desse subproduto representa uma produção relevante de resíduos sólidos em conjunto com a geração de cascas e pó oriundos das atividades de extração e consumo do fruto.

Segundo Rosa et al. 2002, a casca de coco é um resíduo agrícola com alto potencial de aproveitamento, porém ainda estão sendo implantadas poucas ações de reaproveitamento no Brasil. Cerca de 80% a 85% do peso bruto do coco verde é considerado resíduo. Apesar de o resíduo do coco ser orgânico, é de difícil degradação e demora mais de oito anos para se decompor completamente (CARRIJO et al., 2002).

Um material deixa de ser considerado um resíduo pela sua valorização como matéria-prima para a produção de novos produtos. O aproveitamento das cascas de coco para geração de energia agrega valor ao resíduo e pode trazer benefícios para o meio ambiente como um todo, enquanto como matéria-prima não utilizada apresenta custos e impactos para a sociedade e para meio ambiente onde estão inseridos (VALLE, 1995).

Segundo Pinheiro et al. (2005), a biomassa é considerada por si só um combustível com potencial subentendido de uso por ser renovável e apresentar baixos teores de cinza e enxofre, favorece possivelmente a utilização de mão-de-obra não qualificada, dentre outras vantagens.

Conforme Alves Junior et al. (2003), uma das alternativas para minimizar o consumo de madeira para lenha ou carvão é a briquetagem realizada

a partir de resíduos madeireiros e agroflorestais. Sendo que a produção de briquetes pode ser feita a partir de resíduos madeireiros e agroflorestais, e a sua utilização pode atingir vários tipos de usos conforme seu poder calorífico.

Segundo a Remade (2010), a fabricação de briquetes é um mecanismo eficiente de aglomerar energia disponível em uma dada biomassa. Com a compactação de qualquer resíduo ligno-celulósico, o briquete gerado tem qualidade superior a qualquer espécie de lenha, com 02 a 05 vezes mais densidade energética.

Para Lora (2002), a utilização do resíduo sólido do coco para geração de energia por meio da produção de briquetes constitui no uso sustentável de biomassa como combustível não incrementando o teor de CO₂ na atmosfera.

Este estudo objetivou-se relevante pelo próprio contexto em que a produtividade do coco das indústrias brasileiras é fundamentada no uso e consumo apenas de seus itens mais nobres, tais como: a água e a polpa do fruto. Porém, geram uma grande quantidade de resíduos sólidos dentre os quais se destaca as fibras vegetais que não são amplamente aproveitadas, sendo o setor agrícola o principal consumidor dessa matéria-prima para a produção de substrato. A partir da problemática descrita, justifica-se o desenvolvimento da pesquisa quanto a viabilidade da implantação do processo de briquetagem utilizando o aproveitamento do resíduo sólido de fibras de casca do coco no desenvolvimento de briquetes para posteriormente ser utilizado como fonte geradora de energia.

Esta pesquisa teve como objetivo a avaliação do potencial do processo de briquetagem dos resíduos sólidos de fibras de casca de coco visando a sua utilização como fonte de energia em uma fábrica de beneficiamento de casca de coco localizada no distrito industrial de Ananindeua-PA, que faz parte região metropolitana da Grande Belém.

2 METODOLOGIA

As fibras de coco utilizadas nesta pesquisa são provenientes dos resíduos sólidos (cascas de coco) gerados na produção de produtos do beneficiamento do coco, sendo que esses resíduos sólidos foram classificados neste estudo segundo pesquisa e análise da NBR 10.004 (2004).

As fibras de coco foram fornecidas e coletadas em uma empresa especializada na produção do substrato de fibra de coco, localizada na cidade de Ananindeua-PA, que faz parte da região metropolitana da Grande Belém, sendo que a empresa já se encontra em operação há cerca de 18 anos no estado, sendo a primeira empresa planejada para produção do substrato de fibra de coco, com 100% da matéria-prima em sua composição. Essa companhia pertence a um Grupo maior e é o resultado de 4 anos de pesquisa de como reaproveitar os resíduos dos frutos utilizados na produção de derivados da indústria de beneficiamento de coco.

Foi realizada uma pesquisa bibliográfica que serviu de embasamento para o estudo sistemático da situação atual dos resíduos sólidos de fibras de cascas de cocos gerados no mundo e no Brasil e como também sobre o processo de briquetagem utilizando resíduos sólidos de fibras de casca de coco.

A coleta de dados na área fornecedora de matéria prima ocorreu em julho de 2019, durante 5 (cinco) dias em uma semana de jornada de trabalho realizada na empresa no seu setor de administração e na sua linha de processo produtivo por meio de uma pesquisa investigativa e descritiva. Essa visita *in loco* na sede da empresa teve como finalidade obter conhecimento de todo processo produtivo da mesma. Durante a visita foram realizados levantamento documental, bibliográfico, questionário e memoriais fotográficos dos processos de produção da empresa com o objetivo de conhecer a forma atual do gerenciamento.

Foi realizado o levantamento das fibras de coco geradas pela empresa em sua linha de produção de substrato. A empresa forneceu dados sobre a descrição de sua linha de processo de produção e dos resíduos sólidos gerados desde a matéria-prima que chega na empresa até o produto final, que é o substrato de fibra de coco. Também foi fornecida pelo setor administrativo uma estimativa da média de quantificação das fibras de coco na sua produção diária. Entretanto, como técnica de análise dos dados obtidos neste estudo, foi usada a abordagem de caráter predominantemente qualitativa.

A produção e a caracterização de briquetes feitos com fibra de coco e a avaliação do impacto da temperatura no processo foram desenvolvidas nas dependências do Laboratório de Caracterização de Biomassa (Lacbio), laboratório que integra o grupo de pesquisa de Energia, Biomassa e Meio Ambiente (EBMA) da Faculdade de Engenharia Mecânica da Universidade Federal do Pará e Laboratório de Engenharia de Materiais do curso de pós-graduação (Mestrado) do Instituto Federal do Pará (IFPA), Campus Belém durante o mês de outubro e metade do mês de novembro de 2019. Todas as execuções das análises realizadas para caracterização foram determinadas em triplicatas para melhor obtenção dos resultados esperados.

Inicialmente foram realizados procedimentos de adequação do material para produção de briquetes. Para que as fibras de coco tivessem seu tamanho reduzido e padronizado, tiveram que passar pelo processo de moagem do material. Neste estudo, optou-se por processá-las em um moinho de facas para obter uma granulometria menor para o material e facilitar o processo de aglomeração das partículas durante o processo de fabricação dos briquetes.

A massa específica da fibra de coco *in natura* (processada no moinho) neste estudo foi estimada utilizando-se uma proveta de 50ml e a balança de

precisão, enquanto a massa específica média dos briquetes foi estimada no fim do processo de armazenamento dos briquetes por meio da análise dos dados do gráfico de expansão dos briquetes.

A análise imediata (Umidade, carbono fixo e cinzas) foi realizada de acordo com normas europeias para biomassa (CEN/TS 14778-1, CEN/TS 14774:2004, CEN/TS 14775:2004 e CEN/TS 15148:2005).

A análise do poder calorífico leva em conta a energia disponível em kJ por massa do material analisado (medido com calorímetro). Poder calorífico superior (PCS), em base seca, foi obtido com a utilização de uma bomba calorimétrica e o poder calorífico inferior (PCI), foi calculado com base na umidade.

O ensaio de imersão em água foi realizado como um teste qualitativo com o objetivo de avaliar a absorção de água dos briquetes *in natura* e briquetes tratados termicamente seguindo o direcionamento de outros trabalhos de pesquisas feitos com briquetes.

O ensaio de Resistência Mecânica foi realizado no Laboratório de Engenharia de Materiais do curso de pós-graduação (Mestrado) do Instituto Federal do Pará (IFPA), Campus Belém, com o objetivo de analisar a Tração por Compressão Diametral. Neste ensaio, a aplicação de carga no corpo de prova foi realizada por meio de máquina universal de ensaios de tração que utilizava o software para informações dos resultados. A carga foi aplicada no sentido diametral dos briquetes, e para cada corpo-de-prova foram aferidos o diâmetro e a altura com paquímetro.

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

O material selecionado para o estudo neste trabalho é a fibra de coco, que é um resíduo sólido utilizado como matéria-prima na produção do

substrato de fibra de coco. Esse resíduo sólido proveniente da produção de derivados da indústria de beneficiamento de coco é transportado para a empresa fornecedora do material para estudo através de esteiras mecânicas que vêm direto da empresa de beneficiamento de coco ou através de cerca 30 a 35 carretas que vêm de uma área de plantio de propriedade da empresa que fica a 160 km da empresa. Cada carreta possui capacidade variando entre 20.000 e 25.000 kg; em média, chegam à empresa cerca de 500.000 (quinhentos mil) cocos por dia, gerando cerca de 100 toneladas de fibras de coco por dia, que são utilizados apenas para fornecer energia para os secadores utilizados na produção de substrato onde cada secador pode chegar até a 1000°C e o produto final sai entorno de 53°C.

O material é transportado e armazenado em uma área livre chamada de “casqueiro”, um pátio de armazenamento a céu aberto da empresa onde abaixo do seu nível de piso ainda se encontram 4 m de material depositado e acima possui pilhas de material que variam de 4 até 12 m de altura. O volume de fibra por milheiro de casca fica entorno de 3m³ por milheiro; de 100 toneladas de fibra produzida, gera-se um volume em média de 1500m³ de fibra. As cascas de cocos chegam com 80% de umidade.

As cascas são direcionadas à linha de produção da empresa quando alcançam entorno de 90% a 95% de umidade. Esse aumento de umidade nas cascas é proporcionado pelo período em que permanecem estocadas por 5 meses, porém existem estoques de cascas que possuem um período de 5 anos no casqueiro, onde as mesmas são utilizadas em situações de baixa da matéria-prima para alimentação da linha de produção.

As cascas de coco são transportadas do casqueiro para a linha de produção por tratores e são depositadas em tremonhas e direcionadas por esteiras mecânicas para os maquinários da linha

de produção. A matéria prima passa inicialmente por etapas de trituração e peneiramento, perdendo 65% de sua umidade e gerando um substrato orgânico e fibras, sendo que o substrato fica armazenado em baias de 5x30m, e depois é direcionado para a linha de produção para confecção do produto principal.

As fibras são direcionadas para: confecção de mantas orgânicas para recuperação de taludes ou reflorestamento; utilizadas como fonte de energia para os secadores e retornam para a linha de produção para confecção do produto principal da empresa, que é o substrato de fibra de coco. Após essa primeira etapa de trituração e peneiramento, as fibras de coco foram fornecidas e coletadas *in loco* na empresa e posteriormente transportadas para o laboratório de beneficiamento de materiais do IFPA para armazenagem adequada e posteriormente para o Laboratório de Caracterização de Biomassa (Lacbio), que integra o grupo de pesquisa de Energia, Biomassa e Meio Ambiente (EBMA) da Faculdade de Engenharia Mecânica da Universidade Federal do Pará.

As fibras foram classificadas conforme a NBR 10.004 (2004), sendo identificada segundo o Anexo H (Codificação de alguns resíduos classificados como não perigosos) desta NBR com o código de A099 – outros resíduos não perigosos. Sendo desta forma determinada a classificação do resíduo sólido gerado, como sendo da classe II A que são resíduos não perigosos e não Inertes. São resíduos que não se enquadram nas classificações de resíduos classe I - Perigosos ou de resíduos classe II B - Inertes, nos termos desta Norma. Os resíduos da classe II A - Não inertes podem ter propriedades, tais como: biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água.

Para que as fibras de coco tivessem seu tamanho reduzido e padronizado, optou-se por pro-

cessá-las em um moinho de facas de fabricante RONE, modelo T200 com peneira de 3/16" (4,76mm) (conforme Fig. 1 e 2), pois as fibras longas tinham comprimento médio de entorno de 25 a 30 mm. O moinho utilizado possuía um

sistema de transporte pneumático do material processado, o que favorece a homogeneização do material na saída e o aproveitamento de todas as frações após a moagem das fibras de casca de coco.



Figura 1 - Inserindo a fibra de coco na entrada do moinho de facas
Fonte: Autor, 2019.



Figura 2 – Fibras de coco antes (esquerda) e após (direita) processamento em moinho de facas no laboratório
Fonte: Autor, 2019.

Após a moagem foi verificada a umidade do material processado, que passou de 16,28% (recebimento) para 13,77%. Tal redução pode ser justificada pelo aumento da área superficial do material e por conta do transporte pneumático, fatores que favorecem a secagem. Após esse primeiro passo, foi realizado o acondicionamento e manutenção de propriedades das fibras processadas no moinho de facas em potes plásticos.

A massa específica da fibra de coco *in natura* (processada no moinho) foi estimada utilizando-se uma proveta de 50ml e a balança de precisão anteriormente citada, sendo encontrado o valor de 106,92kg/m³, sendo que essa estimativa foi feita em repetição de 3 vezes.

Algumas avaliações preliminares a respeito da produção dos briquetes foram executadas para que a confecção dos mesmos fosse padronizada (definição da massa e condições de produção). Na sequência, iniciaram-se os trabalhos em uma briquetadeira laboratorial de fabricante Lippel, modelo LB32. A briquetadeira funciona como uma prensa hidráulica e sua matriz pode ser aquecida. O comprimento da matriz limita a quantidade de biomassa a ser inserida para a fabricação dos briquetes, logo é importante que se faça uma avaliação preliminar do que se deseja processar para definir as quantidades que serão utilizadas em cada ensaio. Devido a sua baixa massa específica, a quantidade aceitável de fibra de coco que pode ser inserida na briquetadeira descrita foi de aproximadamente 30g.

Foram confeccionados 16 (dezesesseis) briquetes para cada caso (com e sem tratamento térmico). O tratamento térmico favorece a degradação

de componentes da biomassa que influenciam na qualidade final do produto. O processamento térmico na faixa da torrefação (200~300°C) já se mostrou eficiente para briquetes em vários trabalhos de pesquisa, por isso adotou-se temperatura de fabricação de 220+-°C. Do total de briquetes fabricados, para cada grupo utilizado na pesquisa, dez seguiram para análises externas (ensaio de resistência mecânica), 3 (três) foram utilizados para as análises de caracterização e 3 (três) em um ensaio de imersão em água somando um total de 32 briquetes confeccionados. Foi identificada a necessidade de estocar esses briquetes em ambiente controlado para acompanhar sua expansão longitudinal ao longo do tempo, após a sua fabricação.

Conforme definido previamente, cerca de 30g de fibra de coco foram utilizadas na fabricação de cada um dos dezoito briquetes. Uma balança de precisão (marca Ohaus, modelo Adventurer) foi utilizada para a realização da pesagem do material, bem como um béquer, uma espátula e um funil adaptado, foram utilizados para alimentar a briquetadeira.

O processo de briquetagem seguiu a sequência passos como a alimentação da briquetadeira, inserção do calço e aplicação e manutenção de pressão (conforme Fig. 3). Para todos os briquetes, o tempo de prensagem (manutenção de pressão) foi de 2 min. Os briquetes termicamente tratados, uma vez removidos da matriz da briquetadeira, permaneciam por mais oito minutos na prensa para arrefecimento; o processo de resfriamento previne a formação de rachaduras no briquete termicamente tratado (conforme Fig. 4).

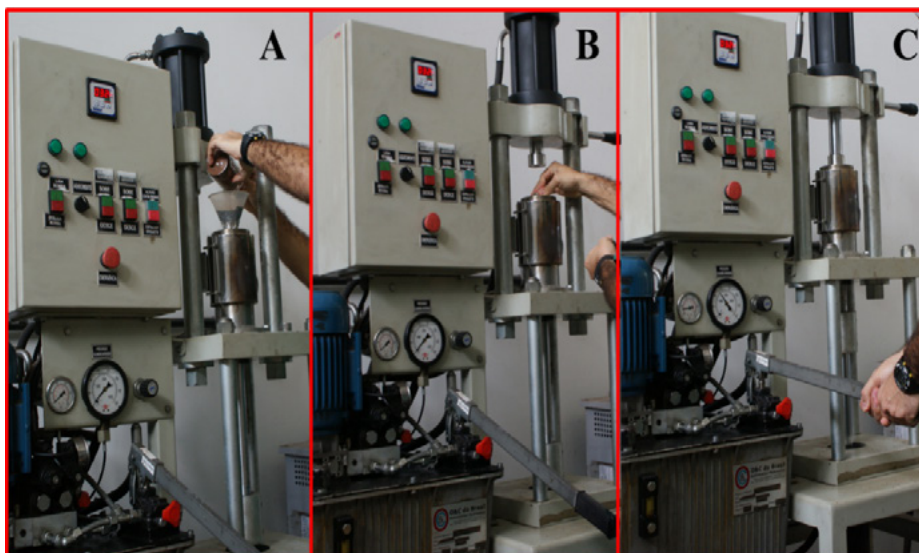


Figura 3 – Procedimento de fabricação de briquetes na briquetadeira: (A) Alimentação; (B) Inserção de calço; (C) Aplicação de pressão
Fonte: Autor, 2019.



Figura 4 – Detalhe do briquete após expulsão da matriz.
Fonte: Autor, 2019.

Como em Belém do Pará, a umidade relativa do ar varia sempre acima dos 80% ao longo do ano; após a fabricação, os briquetes foram armazenados em um dessecador com uma solução salina supersaturada de cloreto de potássio e água destilada preparada para manter a umidade ambiente em 85%.

Como a expansão longitudinal é um fator importante a ser acompanhado, visto que está diretamente relacionada com a estabilidade dimensional do briquete produzido. Ao longo de duas

semanas, a expansão longitudinal dos briquetes foi acompanhada utilizando um paquímetro para medir a expansão (24, 168 e 336 horas) e foi possível observar que os briquetes termicamente tratados são mais estáveis.

Ao fim do processo de armazenamento dos briquetes, com os dados finais de massa e comprimento, a massa específica dos briquetes foi estimada, sendo 751,86 kg/m³ para o briquete *in natura* (aumento de 603,23%) e 1186,85 kg/m³ para o briquete termicamente tratado (aumento de 1010,08%). Isso

indica que o briquete termicamente tratado, além de ser capaz de alcançar maior densidade, pode mantê-la após a prensagem.

A análise imediata foi realizada de acordo com normas europeias para biomassa (CEN/TS 14778-1, CEN/TS 14774:2004, CEN/TS 14775:2004 e CEN/TS 15148:2005) e foram obtidos os resultados em porcentagem dos Voláteis, carbono fixo e cinzas em base seca com os valores de umidade dos briquetes determinados após 2 semanas de estocagem. Seguem os dados

da análise imediata obtidos para a amostra recebida e briquetes fabricados (conforme Tabela 1).

O poder calorífico é a energia disponível em kJ por massa do material analisado (medido com calorímetro). Seguem os dados do poder calorífico superior (PCS), em base seca, obtido com bomba calorimétrica (IKA WERKE C2000 CONTROL) e os dados de poder calorífico inferior (PCI), calculado com base na umidade, onde parte da energia da combustão é cedida para a vaporização da água (resultados conforme a Tabela 2).

Tabela 1 - Resultados Análise Imediata

Amostra	Umidade (%)	Voláteis (%)	Carb. Fixo (%)	Cinzas (%)
Fibra de coco	13,77	73,78	23,46	2,76
Briquete	13,72	73,80	23,45	2,75
Briquete trat.term. (220°C)	10,30	71,48	25,70	2,82

Fonte: Autor, 2019.

Tabela 2 - Poder calorífico superior e inferior

Amostra	PCS (kJ/kg)	PCS (kcal/kg)	PCI (kJ/kg)	PCI(kcal/kg)
Fibra de coco	19332	4620	16333	3904
Briquete	19728	4715	16686	3988
Briquete trat.term. (220°C)	19796	4731	17505	4184

Fonte: Autor, 2019.

Um ensaio de imersão em água foi realizado com um briquete *in natura* e outro tratado termicamente. O ensaio é um teste qualitativo para avaliar a absorção de água dos briquetes, realizado também em outros trabalhos de pesquisa onde este teste foi realizado de acordo com as pesquisas de Nunes (2015) e Oliveira (2019). Ainda no primeiro minuto de imersão, foi verificada uma expansão imediata do briquete *in natura*, enquanto o tratado termicamente resistiu à expansão devido à absorção de água e pouco se expandiu mesmo após 96h imerso.

O ensaio de tração diametral foi realizado adaptando como modelo os parâmetros estabelecidos na NBR 7222 (ABNT, 1994). Para isso, foram utilizados dois grupos de 10 corpos de prova ci-

lindricos cada, com dimensões de 5 cm x 10 cm, sendo que o primeiro recebeu tratamento térmico e o segundo não. Ambos os grupos foram produzidos por meio da utilização de briquetadeira. Mensuraram-se as dimensões dos corpos de prova com exatidão aproximada de ± 1 mm com auxílio de paquímetro, sendo a altura medida sobre seu eixo longitudinal e a medida de seu diâmetro tomada ortogonalmente à meia altura, por meio de duas determinações consecutivas. Os corpos de prova foram mantidos conservados em embalagem plástica fechada a vácuo até o dia do ensaio para manter a sua umidade. Em seguida foram posicionados cuidadosamente no centro dos pratos do aparelho de ensaio, que é constituído por prensa hidráulica do tipo universal, marca AROTEC, modelo WDW-100E.

Os corpos de prova foram rompidos à tração diametral, sobre o regime de carregamento contínuo de $(0,05 \pm 0,02)$ MPa/s. A resistência à tração então foi obtida, utilizando a carga de ruptura e as dimensões do corpo de prova, por meio da equação presente na norma. As resistências médias para cada grupo de dosagens, obtidas por meio dos dados experimentais dos corpos de prova cilíndricos, foram de 0,89 MPa e 6,67 MPa, respectivamente para o grupo sem e com tratamento. Podemos verificar que o grupo TT, obteve melhores resultados, tendo ganhos de resistência em relação ao outro grupo de 86,45 %.

Com base nos resultados obtidos no estudo do processo produtivo de biomassa para geração de briquetes existentes em diversas empresas e em estudos de pesquisa encontrados em algumas literaturas, neste trabalho será apresentado um modelo de Fluxograma da linha de produção de briquetes que pode ser implantado em uma fábrica de beneficiamento de fibras de casca de coco. Nesta pesquisa adotou-se como base para estudo a empresa que forneceu a fibra de casca de coco para esse estudo. A empresa que serviu de base para este estudo apresenta um fluxograma de beneficiamento da casca de coco verde para obtenção de fibra e pó (para fabricação de substrato) composto por um conjunto de equipamentos composto por um triturador, uma prensa e um classificador, conectados de forma contínua, para beneficiamento da casca de coco e obtenção de fibra e pó. Após a etapa de beneficiamento, esta pesquisa apresenta como proposta um fluxograma de linha de produção de briquetagem para implantação na fábrica de beneficiamento de cascas de coco, com melhorias para a mesma e soluções disponíveis no mercado com ações em que não seja necessário investimento econômico muito alto e com um retorno financeiro em um menor prazo possível.

A primeira etapa é o recebimento da matéria-prima. Nessa primeira etapa da linha de produ-

ção, a matéria-prima (fibras de cascas de coco) é transportada do local de geração e armazenada para ficar disponível para utilização na etapa de redução e padronização. Em seguida, são realizadas a redução e padronização; nessa etapa da linha de produção, a matéria-prima vai passar pelo processo de moagem, onde a mesma será triturada/picotada (triturador/picador) e os resíduos de maior volume serão uniformizados para obtenção de uma granulometria padronizada necessária para etapa do secador (4,76mm a 10,00mm). Quanto à secagem, nessa etapa da linha de produção a matéria-prima vai passar pelo processo de secagem em um equipamento que contém uma caldeira emitindo calor suficiente para a secagem da biomassa, deixando a mesma com umidade necessária para o processo de briquetagem em torno de 3% a 16%, fazendo com que o briquete produzido tenha um melhor poder calorífico e conseqüentemente uma maior eficiência energética. Como existem vários tipos de secadores no mercado, o secador utilizado vai depender de alguns fatores, como: facilidade de operação, volume de produção, etc. A biomassa pode também ser secada ao ar livre, porém vai depender de espaço para estocagem e deve-se levar em consideração os períodos de chuvas da região. Na etapa de briquetagem da linha de produção, a biomassa vai passar pelo processo de ser transportada por sistema mecânico ou pneumático até a máquina briquetadeira para produção dos briquetes. A biomassa é compacta a altas temperaturas (tratamento térmico recomendado), plasticizando a lignina, transformando as fibras de coco já devidamente trituradas, padronizadas e secas (a granel) em cilindros homogêneos (briquetes), conforme Fig. 5. A alimentação da briquetadeira deve ser realizada de forma contínua com a finalidade de evitar sobrecarga da máquina, e o volume de biomassa deve ser fornecido e regulado dentro de quantidades compatíveis com as dimensões e capacidade de processamento da briquetadeira. Após a briquetagem, o produto (briquetes), depois

de resfriado, recebe a embalagem em sacos de papelão ou sacos de rafia para garantir o manuseio e transporte, garantindo a higiene e qualidade do produto. Na estocagem, os produtos finais acabados (briquetes), já devidamente embalados

e prontos para a comercialização, serão armazenados sob pallets em uma área coberta, ficando à disposição para o transporte até os futuros clientes, constituindo assim a última etapa do processo produtivo.

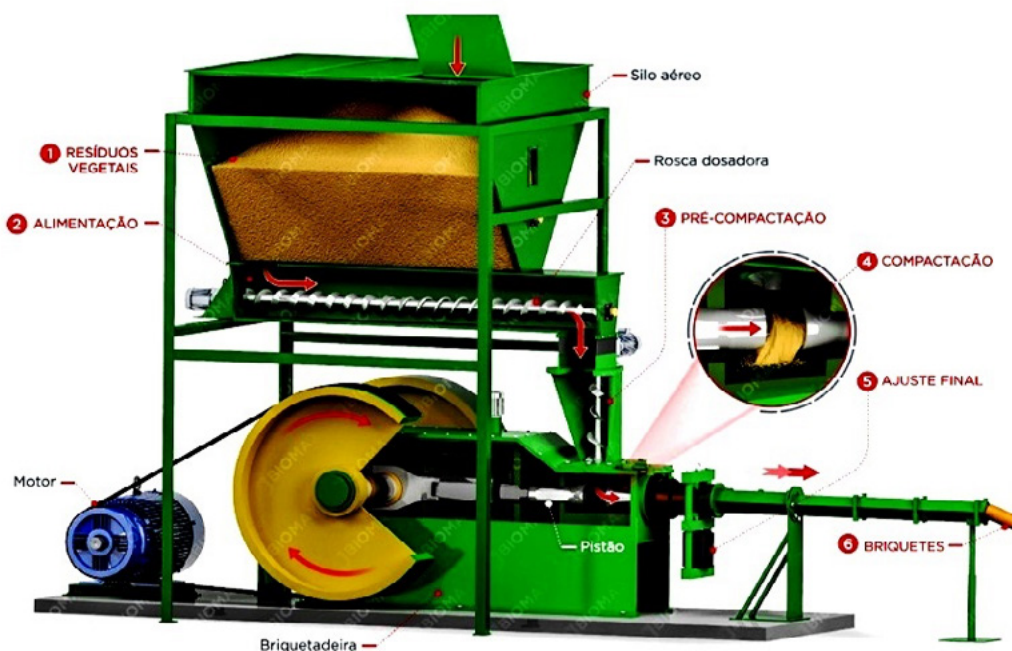


Figura 5 - Processo de compactação de um modelo de briqueadeira

Fonte: www.biomaxind.com.br/Acesso 18/05/2019.

4 CONCLUSÃO

Os estudos realizados permitem concluir que a situação atual dos resíduos sólidos gerados pela cultura do coco no mundo e no Brasil é preocupante, pois sua demanda produtiva encontra-se voltada quase que totalmente para o consumo da água e da polpa do coco que são suas partes mais nobres. Contudo, a produção do coco gera grande quantidade de resíduos sólidos, como as cascas de coco, e subprodutos sólidos, como as fibras, que compõem cerca de 85% do peso total do fruto. Esses resíduos gerados são de difícil descarte, e posteriormente são enviados para aterros sanitários, elevando desta forma os custos da indústria com transporte até esses locais de armazenamento adequado, o que representa

um grande problema para a gestão sanitária de diversas áreas rurais e urbanas além de ser nocivo ao meio ambiente quando despejado nesses aterros sanitários.

No Brasil, apesar de a casca de coco ser um resíduo orgânico, é de difícil degradação e demora mais de oito anos para se decompor completamente, mas apresenta um alto potencial de aproveitamento, porém ainda estão sendo utilizadas poucas ações de reaproveitamento, sendo o setor agrícola o principal consumidor desse resíduo sólido como matéria-prima para a produção principalmente de substrato.

O Brasil apresenta condições agrícolas e econômicas favoráveis para desenvolver e também se

beneficiar das tecnologias de utilização de biomassas como as fibras de casca de coco para fins energéticos. Essas tecnologias transformam o resíduo em energia térmica aproveitando seu poder calorífico como combustível, sendo que a recuperação energética pode gerar subprodutos energéticos que tornem o processo muito rentável e recomendável ao meio ambiente, sendo prevista nas disposições da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), e tem sido aplicada em vários países. As fibras da casca do coco, transformadas em carvão pelo processo de briquetagem, apresentam viabilidade para uso energético.

A briquetagem é o processo de fabricação de briquete, produto de alto teor calórico, sendo considerado uma lenha ou um carvão ecológico e de alta qualidade, e é uma das técnicas usadas para reduzir a pressão sobre florestas, sofrida pela busca por madeiras que são utilizadas como fonte de geração de energia, além de diminuir o desperdício utilizando o aproveitamento dos resíduos gerados das atividades industriais. Os briquetes pode ser conceituados como lenha de qualidade, produzidos no processo da compactação de resíduos lignocelulósicos, utilizando em conjunto pressão e temperatura.

O briquete é uma lenha ecológica (reciclada) que é resultado do processo de secagem e prensagem de serragem ou pó dos mais diversos tipos de madeira e de resíduos florestais e industriais, tais como: os resíduos sólidos (cascas de coco e subprodutos sólidos como as fibras) oriundos da cultura do coco. Esse carvão ecológico é fabricado utilizando o processo de compactação mecânica, não sendo necessário adicionar nenhum componente químico ou aglutinante no processo. Apresentam-se na forma de blocos cilíndricos ou poligonais de biomassa compactada.

A coleta de dados a respeito do sistema de beneficiamento do coco foi realizada em empresa já estabelecida há alguns anos no mercado, locali-

zada no município de Ananindeua, região metropolitana de Belém, estado do Pará. Na ocasião, foi possível realizar o levantamento organizacional e operacional do processo empregado, obtendo-se informações relativas ao fluxograma das atividades e quantitativos dos insumos consumidos que serviram de base para a elaboração da proposta de implantação do fluxograma de linha de produção de briquetes ao layout sistêmico atual da fábrica, com o objetivo de incorporar a utilização das fibras de coco para a produção de briquetes com o intuito de ser uma alternativa a ser somada ao *lineup* (catálogo de produtos) derivados do beneficiamento das casca de coco, assim como ser um material para utilizar como combustível em fornos rotativos necessários às linhas de produção já existentes na sua linha de produção.

O resíduo sólido fibras de casca de coco utilizado neste estudo foi classificado conforme pesquisa à NBR 10.004 (2004), onde foi identificado segundo o Anexo H (Codificação de alguns resíduos classificados como não perigosos) desta NBR com o código de A099 – outros resíduos não perigosos. Sendo desta forma determinada a classificação do resíduo sólido fibras de casca de coco como sendo da classe II A, que são resíduos não perigosos e não inertes. São resíduos que não se enquadram nas classificações de resíduos classe I - Perigosos ou de resíduos classe II B - Inertes, nos termos desta norma. Os resíduos da classe II A - não inertes podem ter propriedades tais como: biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água.

Para a preparação das fibras de coco para o processo de briquetagem verificou-se a necessidade de redução e padronização das fibras, que inicialmente apresentavam comprimento médio em torno de 25 a 30mm; após a moagem e o peneiramento, foi obtido comprimento em torno de 4,76mm, ficando dentro dos parâmetros para a fabricação de briquetes encontrado nas literaturas pesquisadas, que são de 4 a 10mm.

Quanto à umidade, as fibras de coco foram recebidas com umidade de 16,28% e após a moagem foi verificada a umidade do material processado em torno de 13,77%, ocasionando uma redução de umidade de 15,42% e ficando dentro dos parâmetros para a fabricação de briquetes encontrado nas literaturas pesquisadas, que são de 3% a 16% de umidade. Essa redução pode ser justificada pelo aumento da área superficial do material e por conta do transporte pneumático, fatores que favorecem a secagem.

As avaliações preliminares realizadas com o intuito de padronizar a produção dos briquetes obtiveram resultados consistentes e favoráveis no que se refere a sua confecção. A quantidade máxima de fibras a ser inserida na briquetadeira se limitou a 30 g, devido a sua baixa massa específica, enquanto a temperatura para o tratamento térmico realizado nas amostras ficou em torno de ± 200 °C. Os períodos em que as amostras permaneceram sobre pressão e o tempo de arrefecimento necessários foram respectivamente de 2 min e 8 min.

O tratamento em dessecador em ambiente saturado com solução salina de cloreto de potássio no pós-fabricação garantiu as amostras a manutenção da umidade em 85% o que permitiu o acompanhamento da estabilidade dimensional ao longo do tempo. As informações obtidas no gráfico de expansão longitudinal indicam que os briquetes tratados termicamente tiveram desempenho melhores em comparação com as amostras sem tratamento, mantendo-se estáveis ao longo do tempo de observação, com suas dimensões praticamente uniformes durante todo o período analisado, assegurando a manutenção da massa específica obtida após a produção dos briquetes.

Com os procedimentos executados, obtiveram-se amostras com menores volumes e com massas específicas maiores. Os briquetes sem

tratamento atingiram acréscimos nos valores de massa específica por volta de 603,23%, subindo de 106,92 kg/m³ para 751,86 kg/m³, enquanto os que receberam tratamento térmico alcançaram ganhos de 1010,08 %, chegando ao valor de 1186,85 kg/m³.

O tratamento térmico utilizado no processo tornou as amostras mais condicionadas ao transporte e ao armazenamento, melhorando suas características de modo geral, tornando-as mais resistentes à deterioração causada por agentes de natureza física e mecânica, como vibrações, impactos, absorção de umidade, entre outros.

A caracterização das amostras conseguida por meio de análise imediata, seguindo normalização europeia pertinente ao estudo realizado, aponta uma redução maior na umidade presente nas amostras que receberam tratamento térmico, com decréscimos de 3,47 % em relação à matéria-prima, enquanto os briquetes sem tratamento mantiveram-se sem grandes alterações. De forma análoga, ocorreu com as porcentagens de voláteis e carbono fixo presentes nas amostras, com o briquetes com tratamento térmico tendo uma redução de 2,30 % e aumento de 2,24 %, respectivamente. O valor de cinzas presentes não obteve variações significativas em ambas os tipos de amostras em relação à matéria-prima. A maior quantidade de carbono fixo presente indica que o briquetes com tratamento térmico apresentarão uma queima mais lenta, enquanto que em relação aos voláteis o menor valor da amostra proporciona degradação menos acelerada em comparação as amostras sem tratamento e a matéria-prima utilizada para a produção dos briquetes.

A verificação do poder calorífico evidenciou que as amostras produzidas com o tratamento térmico sofreram incrementos 2,4% no PCS e de 7,17 % no PCI, enquanto as amostras sem tratamentos obtiveram acréscimos de 2,05% PCS e 2,16 %

no PCI. Apesar de não apresentar diferença significativa entre os aumentos de PCS de ambas as amostras, o briquete produzido por tratamento térmico mostrou uma performance melhor no que se refere ao PCI, que pode ser explicado pela correlação entre poder calorífico e os valores de carbono fixos, voláteis e cinzas, o que corrobora a literatura sobre o assunto. Outro aspecto positivo do briquete obtido por tratamento térmico com relação ao poder calorífico pode ser relacionado à massa específica. Embora as variações entre os tipos de amostras não sejam grandes, o aumento da massa específica proporciona uma maior permanência dos briquetes como combustível para o forno rotativo da empresa em estudo, o que ajuda a atingir maiores temperaturas, diminuindo o consumo do briquete como insumo de produção, reduzindo as quantidades utilizadas no processo e aumentando o tempo necessário para o reabastecimento, gerando economia tanto material como de mão-de-obra.

A análise das alterações dimensionais das amostras quando submetidas a imersão em água foi realizada com teste de natureza qualitativa, por meio de avaliação visual. O resultado do teste demonstrou que as amostras sem tratamento se mostraram mais suscetíveis a variações volumétricas quando em contato com água e umidade, apresentando uma expansão imediata, enquanto o briquete com tratamento térmico manteve seu volume praticamente inalterado, o que demonstra uma fragilidade das amostras sem tratamento, em face a condições ambientais adversas, o que as torna mais passíveis a degradação durante o seu armazenamento e transporte.

A análise mecânica foi realizada objetivando saber se os briquetes se manteriam íntegros durante o transporte. Para tanto, foi realizada a adaptação de ensaio de tração indireta por compressão diametral nas amostras produzidas, presente em normalização brasileira, já mencionada. A adaptação se fez necessária devido

à escassez de métodos semelhantes aplicados ao material de estudo. Os resultados obtidos demonstraram que os briquetes produzidos por meio de tratamento térmico tiveram resistência média à tração 86,45% superiores em comparação aos sem tratamento.

Considerou-se a hipótese de que de forma análoga à resistência à tração, as demais solicitações mecânicas, se verificadas, iriam apresentar valores também maiores no grupo que recebeu tratamento térmico que em relação ao grupo sem tratamento. Logo, as amostras produzidas com tratamento apresentaram menor degradação por efeito de solicitações mecânicas do que as sem tratamento, apontando uma facilidade maior para o transporte.

Depois de analisar a linha de produção da fábrica de beneficiamento de cascas de coco e seu fluxograma de produção, pode-se identificar que uma grande quantidade de fibras de coco é direcionada para alimentar as caldeiras como forma de geração de energia, porém sem qualquer aplicação de tecnologia nessas fibras que busque aproveitar o potencial de todo o seu poder calorífico na sua utilização como combustível ecologicamente recomendável e também como novo produto no catálogo de venda da empresa.

Conforme o fluxograma de linha de produção de briquetes proposto neste estudo, este novo processo seria incorporado ao layout já existente da fábrica e de sua linha de produção que apresenta existente estrutura administrativa, setor de vendas, local para armazenamento, transporte do produto final e da linha de produção de beneficiamento de casca de coco. Para o processo de briquetagem, deverão ser adquiridos alguns equipamentos específicos para essa produção, tais como: um triturador/picotador, um secador de tambor giratório e uma briquetadeira, além de destinar de 5 a 7 colaboradores para o processo de produção de briquetes.

Conclui-se que o fluxograma proposto neste estudo para a produção de briquetes adaptado a produção geral já existente da fábrica apresenta um grau de complexidade mediano e simplificado, tornando a proposta de briquetagem uma alternativa viável e de grande utilidade para a incorporação de um novo produto para ser usado na caldeiras existentes no processo de beneficiamento da casca de coco ou ser inserido no catálogo de produtos de venda da fábrica em estudo.

De forma geral, conclui-se que é possível o reaproveitamento das fibras de casca de coco para obtenção do subproduto briquete. As amostras produzidas neste estudo com as fibras de cascas de coco (briquetes), coletadas na fábrica de beneficiamento, apresentaram bons resultados com relação à análise de sua viabilidade como alternativa tecnológica de aproveitamento dessa biomassa para fins de geração de energia térmica. e Seu poder calorífico foi inferior — conforme análise no laboratório, ficou em torno de 3.988 kcal/kg (briquete sem tratamento térmico) e 4.184 kcal/kg (briquete com tratamento térmico) em comparação com a lenha, que apresenta poder calorífico inferior, em torno de 2.000 kcal/kg a 2.500 kcal/kg. Além disso, o briquete produzido com tratamento térmico apresenta boa resistência à deterioração causada por agentes de natureza física e mecânica, como vibrações, impactos, absorção de umidade, entre outros.

Como sugestão para estudos futuros recomendam-se pesquisas que avaliem a utilização de equipamentos para o processo de produção de briquetes ou pellets com a incorporação de outros resíduos sólidos junto com as fibras de cascas de coco, em conjunto com estudos visando à viabilidade técnica e econômica de implantação da produção e utilização desse produto para fins de geração de energia térmica.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Assunção WR; **Metodologia:** Assunção WR e Assunção WR; **Investigação:** Assunção WR e Eduardo SP; **Redação – Primeira versão:** Assunção WR e Assunção WR; **Redação – Revisão & Edição:** Assunção WR e Assunção WR; **Recursos:** Assunção WR; **Supervisão:** Schalch V.

6 REFERÊNCIAS

- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas (2004). **NBR 10004 – Resíduos Sólidos – Classificação**. 2ª ed. São Paulo, 2004.
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas (2004). **NBR 10004 – Resíduos Sólidos – Classificação**. 2ª ed. São Paulo, 2004.
- CAVALCANTE, L. V. **La restructuration de la production de noix de coco au Brésil: enjeux et défis. Le cas des nouvelles dynamiques socio- spatiales Du Périmètre Irrigué Curu-Paraipaba**. Mémoire de recherche (Master em Géographie). Université Paris 1 - Panthéon Sorbonne: Paris, 2014.
- CARRIJO, O. A.; LIZ, R. S.; MAKISHIMA, N. Fibra da casca do coco verde como substrato agrícola. **Horticultura Brasileira**. v. 20, n. 4, Brasília - DF, 2002.
- CEN/TS 14778-1. Comitê Europeu de Normatização. **Biocombustíveis Sólidos. Métodos para amostragem** (Versão em inglês). Novembro, 2005.
- CEN/TS 14774:2004 – Comitê Europeu de Normatização. **Biocombustíveis Sólidos. Métodos para a determinação do teor de umidade – método de secagem em estufa – parte 1: Umidade total – Método da referência** (Versão em inglês). Agosto, 2004.
- CEN/TS 14775:2004. Comitê Europeu de Normatização. **Biocombustíveis Sólidos. Método para a determinação do teor de cinzas** (Versão em inglês). Agosto, 2004.
- CEN/TS 15148:2005. Comitê Europeu de Normatização. **Biocombustíveis Sólidos. Método para a determinação do teor de matéria volátil**. (Versão em inglês). Dezembro, 2005.
- FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. **World Producton**.
- LORA, Electo Eduardo Silva. **Prevenção e controle da poluição nos setores energético, industrial e de transporte**. 2ª ed. Rio de Janeiro – RJ: Editora Interciência, 2002. cap 5, 63-94p.
- MARTINS, C. R.; JESUS Jr., L. A. **Produção e Comercialização de Coco no Brasil Frente ao Comércio Internacional: Panorama 2014**. Embrapa Tabuleiros Costeiros, Aracaju - SE, 2014.

PINHEIRO, G. F.; RENDEIRO, G.; PINHO, J. T. Densidade energética de resíduos vegetais. **Biomassa e Energia**. v. 2, n. 2. Viçosa - MG, 2005. p. 113- 123.

REVISTA DA MADEIRA (REMADE). Brique de resíduos agroflorestais da Amazônia. **Revista da madeira**, nº 125, ano 20, novembro de 2010.

ROSA, M. de. F. et al. **Utilização da Casca de Coco como Substrato Agrícola**. Embrapa, Documentos 52. Fortaleza - CE, 2002. P. 24.

SACHS, I. **Estratégias de transição para o século XXI: desenvolvimento e meioambiente**. São Paulo: Nobel, 2013.

VALLE, Cyro E. **Como se preparar para as normas ISO 14000**. São Paulo: Ed. Pioneira, 2000.

WRIGHT, R. **Environmental Science: Toward A Sustainable Future**, 9/E. Londres, Prentice Hall, 2004.

Sistema piloto de filtração direta descendente para obtenção de água de reúso

Pilot system of direct downward filtration to obtain reusable water




- **Data de entrada:**
21/10/2020
- **Data de aprovação:**
16/05/2022

Fernando Afonso Marrengula¹ | Murilo Daniel de Mello Innocentini¹ |
Cristina Filomêna Pereira Rosa Paschoalato^{1*} | Marília Vasconcellos Agnesini¹ |
Leticia Rosseto de Paula¹ | Fábio Ricciardi Avelino Santos¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2022.052>

ORCID ID

Marrengula FA  <https://orcid.org/0000-0001-7349-8813>
Innocentini MDM  <https://orcid.org/0000-0002-5396-7798>
Paschoalato CFPR  <https://orcid.org/0000-0001-9074-9784>

Agnesini MV  <https://orcid.org/0000-0002-2388-6735>
De Paula LR  <https://orcid.org/0000-0003-3976-801X>
Santos FRA  <https://orcid.org/0000-0002-1692-8773>

Resumo

O reúso da água reduz a demanda por meio da substituição por uma água com qualidade que atenda a usos menos nobres. Nesse contexto, objetivou-se a obtenção de água de reúso a partir de efluente doméstico secundário (EDS) em um sistema piloto de filtração direta descendente (FDD). Para tal, foi realizado um monitoramento do EDS em uma estação de tratamento de esgoto (ETE), além de ensaios para otimização da dosagem de coagulante, e ensaios em sistema piloto de FDD na presença e ausência de coagulação. A duração da carreira de filtração foi estabelecida pela turbidez remanescente < 1 uT e carga hidráulica em 2,10 m. Após 1 h de operação, foram coletadas amostras de água de reúso para avaliação da qualidade. Os resultados do monitoramento foram comparados com as normas de qualidade para água de reúso e foram evidenciados como inadequados, justificando-se a necessidade de um tratamento complementar. O EDS, com o uso de coagulação e filtração, apresentou qualidade adequada observando os limites estabelecidos para o reúso.

Palavras-chave: Água de reúso. Efluente doméstico secundário. Filtração direta descendente. Reúso.

Abstract

The reuse of water reduces demand through the replacement of a water with quality that meets less noble uses. In this context, the objective of this work was to obtain reusable water from secondary domestic effluent (SDE) in a pilot system of direct downward filtration (DDF). For this purpose, it was carried out the monitoring of SDE at a sewage treatment plant (STP), together with tests to optimize the coagulant dosage, and tests on a DDF pilot system in the presence and absence of coagulation. The duration of the filtration run was established by the remaining turbidity < 1 uT and the available hydraulic load in 2.10 m. After 1 h of operation, samples of reusable water were collected for quality assessment. The monitoring results were compared to the quality standards for reusable water and it was found to be inappropriate justifying the need for the use of a complementary treatment. The SDE, with the use of coagulation and filtration, showed appropriate quality, fulfilled the limits established for the reuse.

Keywords: Reusable water. Secondary domestic effluent. Direct downward filtration. Reuse.

¹ Universidade de Ribeirão Preto (Unaerp) - Ribeirão Preto - São Paulo - Brasil.

* **Autora correspondente:** cpaschoa@unaerp.br.

1 INTRODUÇÃO

O aumento na demanda por água, impulsionado pelo crescimento populacional, expansão desordenada não planejada das cidades e pelo desenvolvimento industrial, conduziu para um cenário de crise hídrica mundial. A situação se agrava também pela degradação dos corpos d'água causada por lançamentos de águas residuárias sem tratamento e devido à fragilidade de implantação de políticas de proteção dos mananciais (SANTOS et al., 2006). Uma alternativa para mitigar a escassez é o reúso, e para tal faz-se necessária a realização de estudos sobre a aplicação de alternativas tecnológicas a fim de que seja preservada a disponibilidade de água potável para as presentes e futuras gerações (GONÇALVES et al., 2019).

O reúso de efluentes domésticos devidamente tratados é em diversas atividades uma medida de gestão integrada e racional que vem sendo utilizada em todo o mundo. Uma definição bastante aceita para o termo reúso é a utilização de efluentes tratados para fins de irrigação, uso industrial e urbano não potável (MIERZWA e HESPANHOL, 2005).

O reúso pode acontecer de forma direta ou indireta, podendo ser planejado ou não (HESPANHOL, 2015; NUVOLARI, 2003). O reúso indireto ocorre quando a água que tenha sido empregada no uso doméstico ou industrial é descarregada nas águas superficiais ou subterrâneas e utilizada novamente a jusante, de forma diluída, de maneira não intencional e não controlada. O reúso direto, por sua vez, refere-se ao uso planejado e deliberado de esgotos tratados que atenda aos padrões de qualidade requeridos pelo novo uso; o reúso controlado de água é aplicado em função da qualidade do efluente e da finalidade do uso (BREGA FILHO; MANCUSO, 2003 e WHO, 2006).

A tecnologia de filtração direta descendente (FDD) surgiu principalmente da dificuldade no

tratamento de água destinada ao abastecimento com características de turbidez e cor verdadeira relativamente baixa, na tecnologia do tipo ciclo completo ou (convencional, em que a coagulação, mesmo que predominantemente seja realizada no mecanismo de varredura, resulta na formação de flocos com baixa velocidade de sedimentação e, portanto, de difícil remoção nos sedimentadores (KURODA, 2002). A filtração direta descendente mostra-se eficiente e mais econômica, se comparada à tecnologia de tratamento por ciclo completo, devido ao menor consumo de produtos químicos, menor área e custo requeridos para implantação (LIMA, 2019).

A filtração dos esgotos em filtros rápidos é semelhante àquela usada em sistemas de tratamento de água potável, diferenciando apenas a granulometria do material filtrante e a intensidade e frequência da lavagem (CUNHA, 2008). Nesses casos, o meio filtrante usado pode ser areia com grãos relativamente maiores, carvão antracito, pedras e granulados plásticos (FREITAS, 2020). Zanetti et al. (2006), em estudo realizado com filtração direta de efluente secundário em filtro descendente de dupla camada de areia, operando em taxa de filtração de 8,6 m³m⁻²h⁻¹, atingiram remoções de 54% de coliformes totais, 52% de coliformes fecais e 51,5% de E. coli.

A remoção de matéria orgânica e coliformes totais no tratamento de esgotos domésticos utilizando filtros de areia tem sido relatada na literatura (TONETTI et al., 2005). O estudo foi realizado em um sistema piloto e demonstrou que no emprego de baixas cargas de efluente anaeróbio nos filtros de areia havia uma remoção superior a 96% da DBO, adequação na emissão de coliformes totais e uma completa nitrificação; quando houve aumento de cargas, ocorria uma pequena redução da eficiência, e, apesar disso, os resultados ainda foram considerados satisfatórios.

O reúso já é praticado em diversos países. Em Israel, 70% do efluente tratado é reutilizado no setor agrícola; na Califórnia, EUA, 29%; em Valência, Espanha, 71%; no Catar, 47%; na Austrália 2 bilhões de m³ano⁻¹ de águas residuárias são tratados, dos quais 14% são destinadas à agricultura (IGLESIAS et al., 2010; JASIM et al., 2016 e FERNANDES, 2018). A Tunísia possui 6.500 ha irrigados com água de reúso, sendo previsto aumentar a área irrigada para 20.000 ha nos próximos anos e a Arábia Saudita, até 2040, deverá aumentar o potencial de reúso de água residuárias em 90%, o que implicará um aumento no setor agrícola de 1,3 vezes referentes aos 540 milhões de m³ano⁻¹ em 2012 (CAIXETA, 2010; JASIM et al., 2016; FERNANDES, 2018). Na Flórida, EUA, 55% dos efluentes tratados são reutilizados em fins urbanos para irrigação de áreas verdes (USEPA, 2012).

Tal fato motivou a realização deste trabalho que se propôs a utilizar um sistema piloto de FDD a partir de efluente secundário (ESD) nas dependências de uma estação de tratamento de esgoto (ETE), para obtenção de água que atenda à qualidade ao reúso direto não potável, segundo recomendações da NBR13969 (ABNT, 1997), USEPA (2012) e a Resolução Conjunta N° 1 SES/SMA/SSRH (2017).

2 MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado em etapas, sendo elas: caracterização do EDS; ensaios em jarreste para otimização da dosagem de coagulante PAC; montagem do sistema piloto de FDD nas dependências da ETE, ensaios de FDD no sistema piloto, na taxa de filtração de 360 m³.m⁻².d⁻¹, com presença e ausência de coagulação, avaliação da qualidade da água de reúso obtida.

Os estudos realizados por Marrengula (2016) já indicavam a possibilidade da aplicação da tecno-

logia de FDD devido à característica do EDS ter apresentado turbidez menor que 10 uT durante todo período de monitoramento. Segundo recomendações de Di Bernardo et al. (2005), o sucesso da seleção da tecnologia de FDD depende fundamentalmente de a característica da água bruta apresentar baixos valores de turbidez durante todo ano.

A Estação de Tratamento de Esgoto (ETE), onde foi realizado o estudo, opera na concepção de lodos ativados de aeração prolongada. Para a caracterização do EDS da ETE foi realizado um monitoramento por meio de coleta de amostras na saída do sedimentador secundário com frequência semanal durante 35 semanas. Os parâmetros de interesse foram avaliados para verificação da qualidade destinada ao reúso urbano direto e outros parâmetros com intuito de verificar a qualidade da água do EDS com vistas à aplicação da tecnologia de FDD.

As metodologias analíticas empregadas seguiram as orientações de APHA et al. (2017) e a referência para verificação da qualidade foi a compilação dos valores citados pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) NRB 1369 (1997), recomendações da USEPA (2012) e Resolução Conjunta SES/SMA n° 01 (2017). Os parâmetros monitorados foram, pH; Cor aparente; Turbidez; Amônia; DQO; DBO_{5 dias} a 20°C; COT; Série de sólidos e *Escherichia coli*.

2.1 Ensaios para otimização da dosagem de coagulante

Um volume de 500 L de amostra de EDS foi coletado e transportado para o laboratório da universidade. A simulação da tecnologia de FDD foi realizada no equipamento denominado reator estático do tipo jarreste (Fig. 1) onde foi acoplado um kit de filtros de laboratório de areia (FLA). Foi utilizada a solução de coagulante policloreto de alumínio (PAC) na concentração de 20 g.L⁻¹ e

o alcalinizante hidróxido de sódio (NaOH) com 10 g.L^{-1} , em diferentes dosagens. O tempo de mistura rápida foi de 30 s no gradiente de velocidade de 436 rpm e a FDD ocorreu no gradien-

te de 100 rpm. Os parâmetros empregados para otimização das dosagens foram o pH de coagulação e a turbidez remanescente após passagem pelos FLA.



Figura 1 - Equipamento de jarreste com sistema de filtro de areia.

2.2 Sistema piloto de filtração direta descendente

O sistema piloto de FDD foi montado em uma coluna de acrílico com 10 cm de diâmetro e 210 cm de altura. O meio filtrante foi areia classificada com diâmetro das partículas entre 0,85 mm a 1,00 mm e pedra brita tipo nº1 para compor a camada suporte do meio filtrante. A lavagem foi realizada no sentido ascensional com água e expansão do meio filtrante de 30 a 50%. O critério estabelecido para determinar o final da etapa de lavagem do leito foi a obtenção de turbidez da água de lavagem menor ou igual a 0,5 uT. Ao final da lavagem dava-se início a uma nova carreira de FDD. Nas Fig. 2 e 3 são apresentados detalhes do Sistema Piloto de FDD.

Segundo recomendações de Di Bernardo et al. (2005), a FDD, quando empregada ao tratamen-

to de água destinada ao abastecimento, deve operar entre as taxas de 120 a $600 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$; com base nessa recomendação, neste trabalho adotou-se a taxa de $360 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. Nos ensaios realizados no sistema piloto de FDD, o critério de controle das carreiras de filtração foi a avaliação da turbidez da água filtrada (ou remanescente). O estabelecimento de término de cada carreira de filtração foi a obtenção do transpasse do valor de turbidez remanescente maior que 1 uT. Também foi acompanhada a evolução de carga hidráulica (H) durante a carreira de filtração com limite de 210 cm e o tempo de operação do sistema de FDD para cada carreira foi 180 min.

Na tecnologia de FDD, o uso de coagulação tem fundamental importância na remoção de compostos que estão presentes na água na forma dissolvida. Foi empregado o coagulante PAC, e para avaliar a importância da coagulação tam-

bém foi realizada uma carreira com ausência de coagulação. As duas carreiras de FDD eram realizadas no mesmo dia para garantir a mesma qualidade do EDS da ETE.

Após 60 minutos do início de cada carreira, foi coletada uma amostra de água filtrada para avaliação da qualidade obtida, que foi verificada por meio dos parâmetros de interesse para água de reúso: pH; cor aparente; turbidez; carbono orgânico total; amônia; $DBO_{5 \text{ dias } 20^{\circ}\text{C}}$; DQO; série de sólidos e *Escherichia coli*. O teor de alumínio também foi avaliado para verificação do residual.

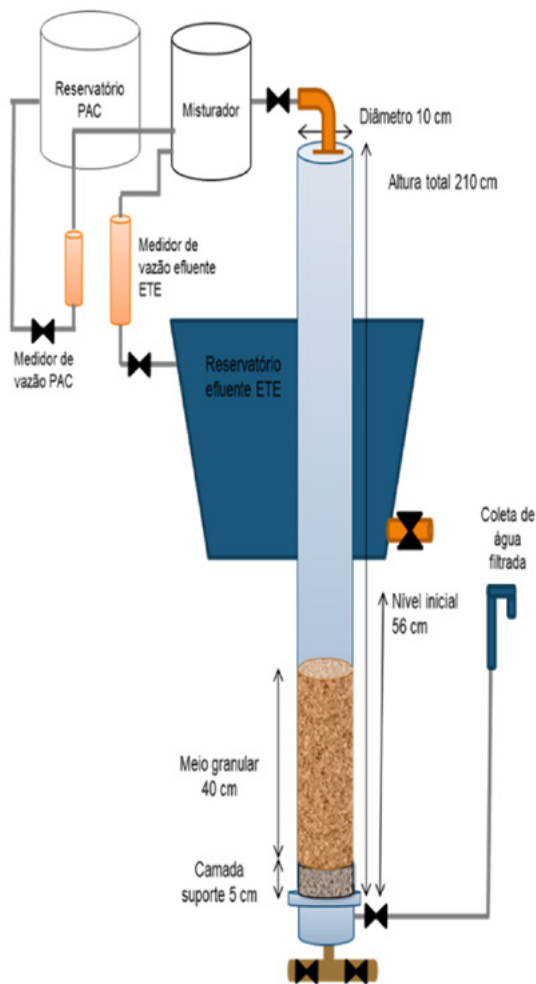


Figura 2 - Fluxograma do sistema piloto FDD.



Figura 3 - Imagem do sistema piloto FDD.

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1 Resultados da caracterização do efluente secundário

Os resultados de caracterização do EDS da ETE foram obtidos por meio do monitoramento e foram importantes para a confirmação da qualidade, assim como a ocorrência de suas variações. Alguns parâmetros foram comparados às recomendações de qualidade requerida para reúso segundo: NBR 13969 (ABNT, 1997); USEPA (2012); Resolução Conjunta SES/SMA/SSRH nº 01 São Paulo, (2017) e NBR 16783 (ABNT, 2019).

O monitoramento a que esses resultados se referem foi realizado entre 2019 e 2020. Na Tabela 1 são apresentados os valores médios e respectivo desvio padrão obtidos no monitoramento da qualidade do EDS.

Em relação aos resultados de monitoramento com vistas ao reúso, foi evidente a impossibilidade de reúso sem o emprego de uma tecnologia complementar ao tratamento biológico, com destaque para valores de DBO, sólidos dissolvidos e principalmente *E. coli*. Vale destacar

os valores elevados de COT de $67 \pm 58 \text{ mg.L}^{-1}$, que sugerem presença de matéria orgânica, reconhecidamente precursores da formação de subprodutos halogenados quando empregada a etapa de desinfecção com cloro ou derivados (DANTAS et al., 2008).

Tabela 1 - Resultados expressos em valores médios (n=35) e desvio padrão (DP) do monitoramento do EDS da ETE e os valores de referência.

Parâmetros	Unidade	Média	DP	Valores de referência	
				*Reúso	**FDD
pH	adimensional	7,27	0,17	6,0 a 9,0	ne
Cor aparente	uH	38	10	ne	< 20
Turbidez	uT	3,5	1,6	≤ 5	<10
Amônia	mg N-NH ₃ /L	1,84	1,36	ne	ne
DQO	mg O ₂ /L	20	12	ne	ne
DBO ₅ dias a 20°C	mg O ₂ /L	8	5	< 10	ne
Carbono Orgânico Total	mg C/L	67	58	ne	ne
Sólidos Suspensos Totais	mg/L	6	3	≤ 30	≤ 25
Sólidos Dissolvidos Totais	mg/L	289	80	≤ 200	ne
<i>Escherichia coli</i>	UFC/100mL	2000	8144	≤ 200	< 500

* Reúso: NBR 13969 (ABNT, 1997), USEPA (2012), Resolução SES/SMA n° 01 (2017) e NBR 16783 (2019).

** FDD: Recomendações Di Bernardo (2003) para 90% do tempo, ne: não especificado.

Com o foco na aplicação da tecnologia de FDD, segundo as recomendações de Di Bernardo (2003), apesar de a mesma se referir à água bruta de mananciais, os resultados do monitoramento apontam para a possibilidade de adotar as recomendações e estudar o uso da tecnologia de FDD no EDS da ETE, considerando principalmente a turbidez monitorada, que apresentou valores de $3,5 \text{ uT} \pm 1,6$. O valor recomendado por Di Bernardo et al. (2005) para 90% do tempo é de 10 uT. Os resultados obtidos de um monitoramento realizado na mesma ETE por Marrengula (2016) apontaram para um EDS com turbidez menor do que 10 uT em 100% do tempo monitorado, corroborando a justificativa de viabilidade deste estudo na aplicação da tecnologia de FDD.

3.2 Resultados de ensaios para determinação da dosagem de coagulante

Os resultados dos ensaios em jarreste, simulando em escala de bancada a tecnologia de FDD, com o uso do coagulante poli cloreto de alumínio (PAC), permitiram a construção de diagramas de remoção da turbidez e cor aparente remanescentes, em função da dosagem de coagulante e do pH de coagulação. Nas Fig. 4 e 5 são apresentados os diagramas e a seleção da dosagem otimizada. O critério de seleção foi a menor dosagem em que se obteve valor de turbidez remanescente menor que 1,0 uT. Procurou-se selecionar as dosagens que abrangessem uma área significativa dentro da região de melhor desempenho, que foi definida no intervalo 14 e 15 mg.L^{-1} de PAC, com pH de coagulação entre 7,3 a 7,4. Para dar prosseguimento aos ensaios em escala piloto, a dosagem selecionada de PAC foi de 15 mg.L^{-1} em que se obtiveram valores remanescentes de turbidez e cor aparente 0,8 uT e 20 uH, respectivamente.

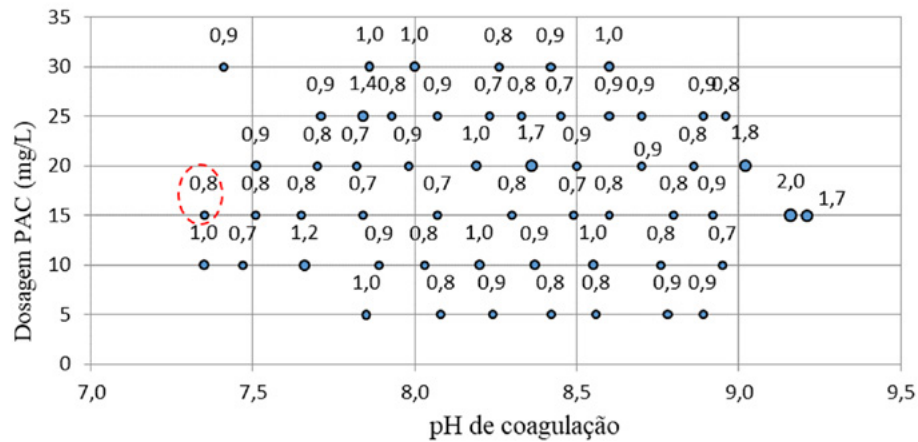


Figura 4 - Resultados de turbidez remanescente dos ensaios de FDD para diferentes dosagens do coagulante PAC em função do pH de coagulação.

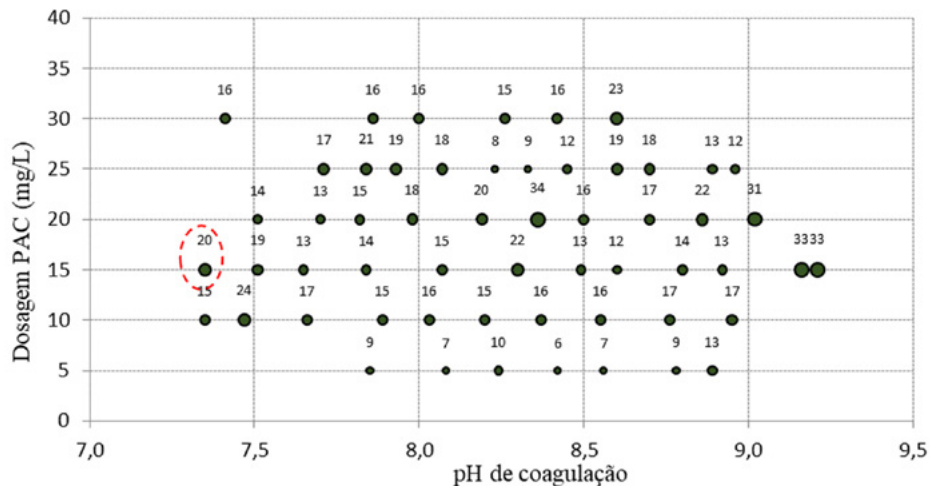


Figura 5 - Resultados da cor aparente remanescente dos ensaios FDD para diferentes dosagens do coagulante PAC em função de coagulação.

3.3 Resultados dos ensaios de filtração direta descendente do efluente doméstico secundário

Os resultados da qualidade da água de reúso obtidos pelos ensaios realizados no sistema piloto de FDD são referente a três ensaios que estão apresentados na Tabela 2. Os resultados de caracterização da qualidade do EDS foram inseridos para efeito de comparação ao efluente doméstico secundário após filtração (EDS F) e efluente doméstico secundário após coagulação e filtração (EDS CF). O transpasse pelo limite da carga hidráulica disponível não ocorreu em

nenhum dos três ensaios realizados no tempo de 180 min. A duração da carreira de filtração foi determinada pelo transpasse de turbidez. Na condição de uso de coagulante, a duração da carreira foi maior e confirma o benefício do uso da coagulação na FDD. Dentre os parâmetros avaliados o EDS CF apresentou melhor remoção de cor aparente, DBO, COT, amônia, série de sólidos e *E. coli*.

A concentração de alumínio também foi avaliada para verificação do residual devido ao uso de coagulante PAC.

Tabela 2 - Resultados da qualidade do efluente doméstico secundário (EDS), efluente doméstico secundário filtrado (EDS F) e do efluente doméstico secundário com coagulação e filtração (EDS CF).

Parâmetro	Unidade	Ensaio 1			Ensaio 2			Ensaio 3		
		EDS	EDS F	EDSCF	EDS	EDS F	EDSCF	EDS	EDS F	EDSCF
Transpasse	min.		70	140		72	163		62	163
pH	adimensional	7,60	7,61	7,55	7,79	8,37	7,12	7,68	7,90	7,78
Cor aparente	uH (PtCo)	43	35	21	51	32	22	68	45	24
Turbidez	uT (NTU)	2,54	1,44	0,57	2,59	0,77	0,59	4,08	1,99	0,56
Amônia	mg N-NH3/L	0,10	0,11	0,04	0,09	0,03	0,04	0,06	0,05	0,04
DBO ₅ , 20°C	mg O2/L	16	15	12	8	6,3	5	6	8	3
SST	mg/L	4	1	0,4	15	15	2	13	11	2
SDT	mg/L	224	229	215	133	214	198	196	170	55
COT	mg C/L	4,79	4,57	3,86	5,64	5,84	4,62	6,70	7,57	6,56
<i>E. coli</i>	UFC/100mL	500	500	90	100	70	30	350	1500	100
Alumínio	mg Al/L	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01

Na Fig. 6 é apresentado o resultado da carreira de filtração do Ensaio 1 com turbidez remanescente

cente e perda de carga hidráulica no meio filtrante em função do tempo.

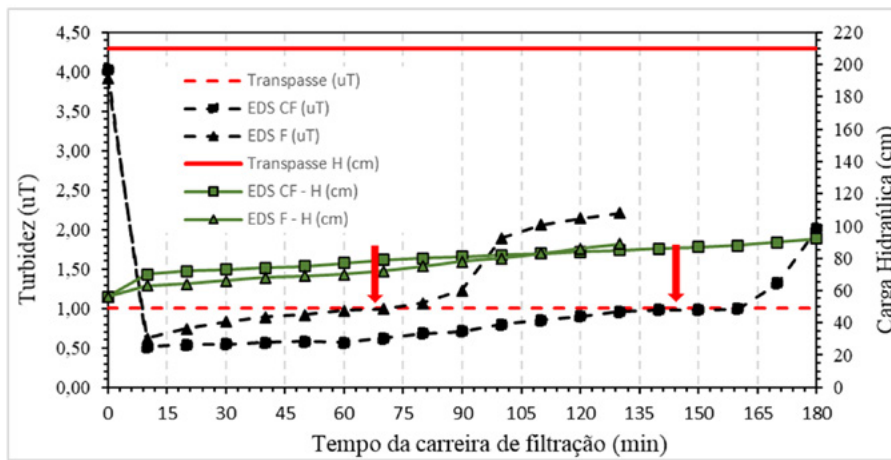


Figura 6 - Resultado da carreira de filtração do Ensaio 1 com turbidez remanescente e carga hidráulica disponível em função do tempo.

O ensaio realizado com o EDS CF apresentou transpasse de turbidez no tempo de 140 min, e no EDS F o transpasse ocorreu em 70 min.

Neste ensaio foi evidenciado que o EDS CF apresentou maior duração da carreira de filtração e conseqüentemente melhor qualidade de água de reúso obtida.

Na Fig. 7 são apresentados os resultados da turbidez remanescente em função do tempo da carreira de filtração e da carga hidráulica no meio filtrante do ensaio 2. A turbidez do EDS foi de 2,59 uT. O EDS CF apresentou o transpasse da turbidez aos 163 min. O EDS F atingiu o transpasse da turbidez de 1,0 uT, aos 72 min.

Na Fig. 8 é apresentado resultado da carreira de filtração do Ensaio 3, com turbidez remanescente e perda de carga hidráulica disponível no meio filtrante em função do tempo de duração de carreira.

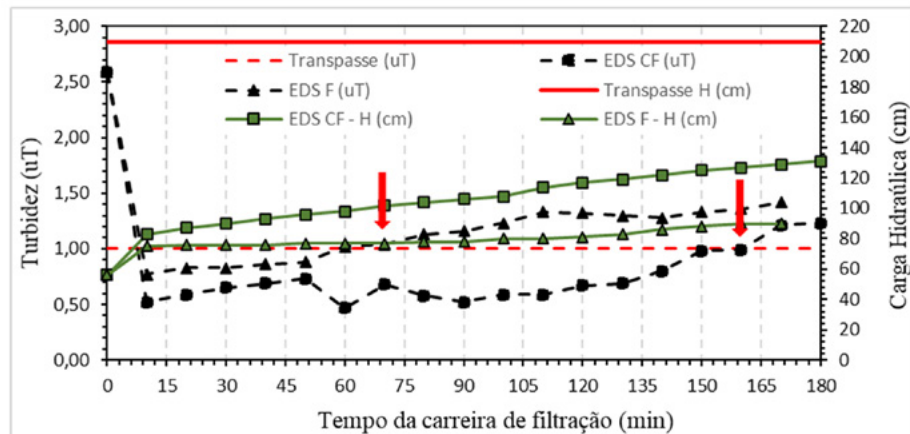


Figura 7 - Resultado da carreira de filtração (Ensaio 2) com turbidez remanescente e perda de carga hidráulica no meio filtrante em função do tempo.

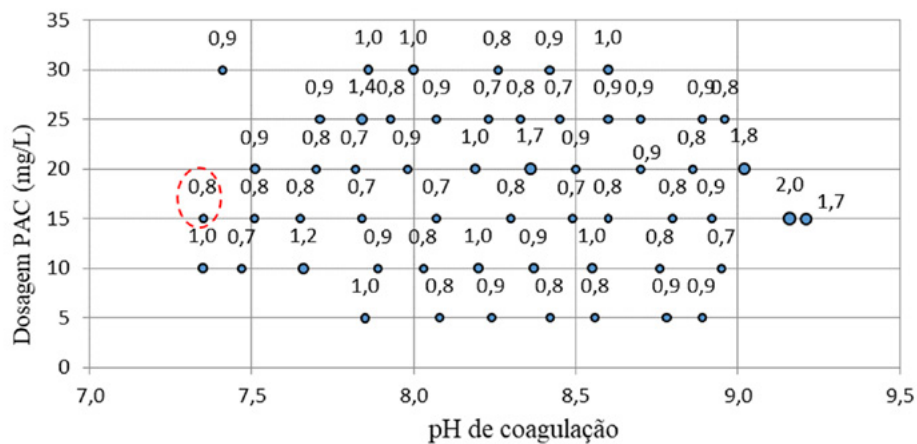


Figura 8 - Resultado da carreira de filtração (Ensaio 3) com turbidez remanescente e perda de carga hidráulica no meio filtrante em função do tempo.

Os resultados do ensaio 3 foram bem próximos aos anteriores, sendo que o EDS F apresentou transpasse de turbidez maior que 1,0 uT em 62 min e EDS CF com 163 min.

Nos ensaios em sistema piloto, os valores de pH de coagulação para EDS, EDS F e EDS CF foram de 7,55 a 8,37. De acordo com a USEPA (2012) e a Resolução Conjunta SES/SMA/SSRH n° 01 (SÃO PAULO, 2017), a faixa de pH deve estar compreendida entre 5 a 9; já para a NBR 13696 (ABNT, 1997), a faixa de pH deve estar compreendida entre 6 a 8, portanto os valores obtidos de pH estão de acordo com as normas estabelecidas.

Os ensaios realizados no efluente doméstico secundário com a filtração (EDS F) e no efluente doméstico secundário com a coagulação e filtração (EDS CF) foram caracterizados por apresentar turbidez ≤ 2 uT, ambos dentro dos parâmetros propostos nas legislações da USEPA 2012, Resolução Conjunta SES/SMS/SSRH n° 01 (SÃO PAULO, 2017), NBR 13969 (1997) e NBR 16783 (2019).

Em relação à eficiência de remoção da turbidez, os ensaios realizados com EDS CF apresentaram turbidez remanescente menor que 1,0 uT. Também foram caracterizados por apresentarem maior duração da carreira de filtração, tendo

produzido água de reúso de melhor qualidade em comparação com os ensaios realizados com EDS F. O mesmo comportamento foi observado nos resultados cor aparente, no EDS CF comparativamente aos efluentes EDS e EDS F.

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO5dias, 20°C) esteve sempre dentro dos padrões recomendados. Vale destacar a eficiência no processo de tratamento do efluente doméstico secundário.

Em relação aos resultados de carbono orgânico total (COT), todos os ensaios realizados nos EDS, EDS CF e EDS F indicaram a presença da matéria orgânica residual, já evidenciado com os parâmetros anteriores, e que a tecnologia aplicada, filtração direta descendente, não é eficiente para remoção de carbono sem passar pelo processo da desinfecção.

Em relação aos critérios de qualidade, apenas a Resolução Conjunta SES/SMA/SSRH nº 01/São Paulo, que recomenda valores de SDT < 2000 mg.L⁻¹ para reúso com restrição severa e < 450 mg.L⁻¹ para reúso com restrição controlada, foi cumprida nos EDS, EDS F e no EDS CF. A NBR 13.696 (ABNT, 1997) foi cumprida nos ensaios 2 e 3 para o efluente doméstico secundário coagulado e filtrado (EDS CF).

Em relação ao parâmetro de sólidos suspensos totais (SST), foram observados valores bem menores em todos os efluentes estudados. A USEPA (2012) recomenda valores de sólidos suspensos totais (SST ≤ 30 mg.L⁻¹) para reúso urbano restrito e reúso agrícola em culturas não-alimentícias e < 30 mg.L⁻¹ para reúso recreacional restrito e irrestrito, reúso ambiental e reúso em construção. Esses valores foram cumpridos em todos os ensaios realizados nas três águas estudadas. A Resolução Conjunta SES/SMA/SSRH nº 01 (SÃO PAULO, 2017) recomenda valores de SST < 30 mg.L⁻¹ para reúso com restrição severa.

As análises de *E. coli* são importantes para avaliação microbiológica da água produzida nos ensaios. De acordo com os limites estabelecidos pela Resolução Conjunta SES/SMA/SSRH nº 01 SÃO PAULO (2017), recomenda-se que sejam menores do que 200 UFC.100mL⁻¹ para reúso com restrições severas. Esse valor não foi alcançado, e nesse sentido fica evidenciada a necessidade da etapa de desinfecção.

Em suma, a tecnologia de tratamento biológico da ETE, empregada para obter efluente doméstico secundário, com vista ao reúso, não é suficiente para atender a Normas mais restritivas, como a Resolução Conjunta SES/SMA/SSRH nº 01 –SP (2017), quanto à ausência de coliformes termotolerantes/ *E. coli*, à NBR 13.696 (ABNT, 1997) para SDT < 200 mg.L⁻¹, à USEPA (2012) para SST < 30 mg.L⁻¹ e a Resolução Conjunta SES/SMA/SSRH nº 01 SP (2017) para turbidez < 2 uT. Isso deixa explícita a necessidade de haver, pelo menos, a etapa de desinfecção e/ou um tratamento complementar, a fim de que o efluente doméstico secundário possa ser destinado ao reúso direto não potável de maneira segura.

4 CONCLUSÕES

De acordo com os resultados obtidos e nas condições operacionais dos ensaios no sistema piloto FDD, conclui-se que:

- Durante o período monitorado, a qualidade do EDS não apresentou variações significativas de pH (7,30 a 8,00), Cor aparente (40 ± 10 uH) e principalmente Turbidez (3,9 ± 1,3 uT), resultados que viabilizaram o estudo da aplicação da tecnologia de FDD para produção de água de reúso direto não potável;
- Em relação aos resultados obtidos no monitoramento com vistas ao reúso direto não potável, ficou evidente a impossibilidade sem o emprego de uma tecnologia complementar ao tratamen-

to biológico, com destaque para valores de DBO, sólidos dissolvidos totais e principalmente *E. coli*. Vale destacar os valores elevados de COT de $81 \pm 65 \text{ mg.L}^{-1}$, que sugerem presença de matéria orgânica que é reconhecidamente precursora da formação de subprodutos halogenados;

- Quanto à qualidade para fins de reúso direto não potável, pode-se concluir que o EDS da ETE, após a coagulação filtração em sistema piloto, atendeu às Diretrizes da USEPA (2012) e das Normas Técnicas (ABNT) NBR 13969 (1997), NBR 16783(2019) e da Resolução Conjunta SES/SMA/SSRH nº 01 SP (2017), para reúso urbano restrito, como por exemplo reúso na agricultura, reúso recreacional, reúso ambiental.
- Os ensaios realizados com uso da coagulação seguido da filtração (EDS CF) apresentaram maior duração da carreira de filtração e produção de água filtrada de reúso com turbidez menor que 1,0 uT. Esse fato evidencia a influência da coagulação na tecnologia de FDD.

De forma a obter um efluente que esteja em conformidade com as resoluções, recomendações e legislações, propõe-se que após o processo de coagulação e filtração seja inserida uma etapa de desinfecção com intuito de obter água de reúso segura.

5 AGRADECIMENTOS

Agradecemos pelo apoio da Empresa Ambient Serviços Ambientais de Ribeirão Preto S/A.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Marrengula FA, Paschoalato CFPR e Innocentini MDM; **Metodologia:** Marrengula FA e Agnesini MV; **Investigação:** Marrengula FA, Agnesini MV, Paula LR e Santos FRA; **Redação – Primeira versão:** Marrengula FA e Paschoalato CFPR; **Redação – Revisão & Edição:** Pas-

choalato CFPR e Innocentini MDM; **Aquisição de Financiamento:** Paschoalato CFPR; **Recursos:** Paschoalato CFPR; **Supervisão:** Paschoalato CFPR, Innocentini MDM.

7 REFERÊNCIAS

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). **Standard Methods for the Examination of water and Wastewater**. 23th edition. Washington, USA 2017.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13969:** Tanques sépticos-Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro, 1997.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 16783:** Uso de fontes alternativas de água não potável em edificações. Rio de Janeiro, 2019.
- BREGA FILHO, D., MANCUSO, P. C. S.. Conceito de reúso de água. In: MANCUSO, P. C. S., SANTOS, H. F (Editores) **Reúso de água**. 1. ed. São Paulo: Manole, 2003, cap. 2. p. 21-36.
- CAIXETA, C. E. T.. **Avaliação do atual potencial de reúso de água no Estado do Ceará e propostas para um sistema de gestão**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil; Saneamento Ambiental). 324p, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2010.
- CUNHA, V. D.. **Estudo para proposta de critérios de qualidade de água para reúso urbano**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Sanitária). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2008.
- DANTAS, A. B.; PASCHOALATO, C. F. P. R.; MONTANHA, W. A. A.; TRIMAILOVAS, M. R.. Influência da pré-oxidação com cloro e dióxido de cloro de água e na formação de subprodutos. **Revista DAE**, v. 178, p. 22-31, 2008. <https://doi.org/10.4322/dae.2014.021>
- DI BERNARDO, L. e DANTAS, A. D. B.. **Métodos e Técnicas de Tratamento de Água**. 2ª edição. São Carlos: Rima Editora, 2005.
- FERNANDES, A. C. A.. **Avaliação do Potencial de Reúso de Água Residuária da ETE Dom Nivaldo Monte para fins não potáveis**. Trabalho de Conclusão de Curso (Mestrado em Ciências Ambientais). Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte, Natal, 2018.
- FREITAS, L. R. V.. **Avaliação da qualidade de água produzida por um filtro rápido biflúxo de dupla camada filtrante**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental, UFSC). 168 p, Florianópolis, 2020.
- GONÇALVES, R. F., KELLER, R. P., FRANCI, T. K.. Análise comparativa das práticas de reúso de água cinza em edificações urbanas na

Alemanha e no Brasil. **Revista DAE**, 217, vol. 67, Edição Especial – Maio, pp. 75 – 89, 2019. <https://doi.org/10.4322/dae.2019.024>

HESPANHOL, I.. A inexorabilidade do reúso potável direto. **Revista DAE**, 198, p. 63 – 82, 2015. <https://doi.org/10.4322/dae.2014.141>

JASIM, S.Y., SATHTHASIVAM J., LOGANATHAN K., OGUNBIYI O.O.. Reuse of Treated Sewage Effluent (TSE) in Qatar. **Journal of Water Process Engineering**. V. 11 , junho de 2016 , p. 174-182. <https://doi.org/10.5339/qproc.2016.qulss.40>

IGLESIAS, R., ORTEA, E., BATANERO, G., QUINTAS, L.. Water reuse in Spain: data overview and costs estimation of suitable treatment trains. **Desalination**, 263, 1- 10, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.06.038>

KURODA, E. K. **Avaliação da filtração direta ascendente em pedregulho como pré-tratamento em sistemas de dupla filtração**. (Dissertação do Mestrado). Escola de Engenharia São Carlos, Universidade de São Carlos, São Carlos, 2002.

LIMA, J. K. L. **Avaliação da filtração direta descendente no tratamento de água de manancial com baixa turbidez e cor elevada**. Dissertação (Mestrado Profissional em Uso Sustentável de Recursos Naturais). IFRN, Natal, 74 p, 2019.

MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H.F. (editores). **Reúso de Água**. NISAM – US. Barueri, São Paulo, 2003.

MARRENGULA, F. A.. **Avaliação Da Filtração Direta Descendente No Tratamento de Efluente de Estação de Tratamento de Esgoto Para Reúso Não Potável**. Dissertação (Mestrado). Universidade de Ribeirão Preto - SP, 2016.

MIERZWA, J. C.; HESPANHOL, I. **Água na Indústria – Uso racional e reúso**. Oficina de Textos. São Paulo, 2005.

NUVOLARI, A. (coordenação). **Esgoto sanitário: coleta transporte tratamento e reúso agrícola**. 2. ed. São Paulo: Blucher, 2003.

SANTOS, M. L. F.; BASTOS, R. K. X.; AISSE, M. M. (coordenadores). **Tratamento e utilização de esgotos sanitários**. 1 ed. Rio de Janeiro: ABES, 2006, 427 p.

RESOLUÇÃO CONJUNTA SES/SMA/SSRH nº 01. Disciplina o reúso direto não potável de água, para fins urbanos, proveniente de Estações de Tratamento de Esgoto Sanitário e dá providências correlatas. **Diário Oficial do Estado**, São Paulo, 28 jun. 2017, p. 41-42. Seção 1.

TONETTI, A. L.; CORAUCCI FILHO, B.; STEFANUTTI, R.; FIGUEIREDO, R. F.. Remoção de matéria orgânica, coliformes totais e nitrificação no tratamento de esgotos domésticos por filtros de areia. **Revista de Engenharia Ambiental**. V. 10, nº 3, p. 209 – 218, 2005.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Guidelines for water reuse**, Report, EPA/625/R-92/004, US Agency for International Development, Washington, DC, 2012.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Guidelines for the safe use of wastewater**, excreta and greywater. n. ISBN 92 4 154685 9 (v. 4), France, 2006.

ZANETTI, F.; DE LUCA, G.; SACCHETTI, R. Microbe removal in secondary effluent by filtration. **Annals of Microbiology**, 56, October, 2006.

Potencial do uso de imagens de satélite multiespectrais para estudo de dispersão das plumas superficiais de efluentes do Emissário Submarino de Santos – SP (2019–2020)

Potential of using multispectral satellite imagery to study of dispersion of surface effluent plumes from the Santos Submarine Outfall - SP (2019–2020)


• **Data de entrada:**
14/04/2021

• **Data de aprovação:**
16/05/2022


Daniel Nascimento^{1*} | Renan Braga Ribeiro¹ | Fabio Giordano¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2022.053>

ORCID ID

Nascimento D  <https://orcid.org/0000-0002-7865-5256>

Ribeiro RB  <https://orcid.org/0000-0001-9223-3394>

Giordano F  <https://orcid.org/0000-0002-6384-9867>

Resumo

O presente artigo demonstra o potencial do uso de imagens do sensor multiespectral de alta resolução espacial a bordo do satélite Sentinel-2 para estudo de dispersão das plumas superficiais de efluentes domésticos do emissário submarino de Santos-SP. Foram selecionadas nove imagens sem cobertura de nuvens num período de doze meses, considerando a correção atmosférica. Essas imagens foram processadas e classificadas com três diferentes algoritmos para determinação do melhor resultado. Essa abordagem apresenta potencial para identificação preliminar na alteração de estado da água no entorno da área estudada. As imagens do Sentinel-2 apresentam considerável potencial para esse tipo de estudo, sendo aplicáveis à identificação das plumas de efluentes domésticos originadas de emissários submarinos. Dentre as nove imagens obtidas ao longo de doze meses, em oito delas a pluma foi visível com relevante área na superfície do mar.

Palavras-chave: Pluma. Emissário submarino. Imagens de satélite. Sentinel-2.

Abstract

This article demonstrates the potential of using images from the high-resolution multispectral sensor on board the Sentinel-2 satellite to study the dispersion of the submarine outfall surface plumes from the Santos-SP. Nine images without cloud cover were selected during a twelve-month period, considering the atmospheric correction. These images were processed and classified with three different algorithms to determine the best result. This approach has the potential for preliminary identification of the change of water state around the studied area. The Sentinel-2 images have considerable potential for this type of study, being applicable to the identification of plumes originating from submarine outfalls. Among the nine images obtained over twelve months, in eight of them the plume was visible with a relevant area on the sea.

Keywords: Plume. Submarine outfall. Satellite images. Sentinel-2.

¹ Universidade Santa Cecília - Santos - São Paulo - Brasil.

* **Autor correspondente:** nascimento.daniel@outlook.com.

1 INTRODUÇÃO

Grande parte da população mundial vive perto da costa (SMALL, 2003), representando 23% do total, dos quais vivem a 100 km de distância da costa e a menos de 100 m acima do nível do mar. No entanto, essa porcentagem aumenta para 24,6% no Brasil, de acordo com números divulgados na publicação “Atlas Geográfico das Zonas Costeiras e Oceânicas”, pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2011). Esses números representam quão intensa é a ocupação da zona costeira e conseqüentemente a pressão sobre os ecossistemas costeiros, evidenciando, assim, a necessidade de gestão para diminuir os impactos negativos causados a essas zonas.

O tratamento de águas residuais e a disposição de seus resíduos é uma das características mais importantes da gestão costeira (ORTIZ, 2011). O cenário é complexo, pois se devem considerar os contextos sociais, ambientais e técnicos.

A disposição das águas residuais no oceano, por meio de emissários submarinos, é uma das soluções utilizadas nas regiões costeiras. Em geral, um emissário submarino é constituído de uma

longa tubulação assentada no fundo marinho. Em seu trecho final, atinge maiores profundidades, onde ocorre o lançamento do efluente por meio de difusores, permitindo, assim, uma diluição eficaz, desde que bem dimensionado e operado. Caso contrário, pode trazer prejuízos ambientais (LAMPARELLI, 2006).

Na região central da Baía de Santos ocorre a disposição dos efluentes domésticos através de um emissário submarino, que atende à população residente na Ilha de São Vicente, abrangendo grande parte da população do município de Santos e parte da população do município de São Vicente (Fig. 1).

Esse emissário submarino foi construído em 1979 e ampliado no ano de 2009. Atualmente atende a uma população fixa de 551.395 habitantes (SAMPAIO, 2016). Possui 4.425 m de extensão e foi projetado para atender ao horizonte de população de até 1.322.100 habitantes, com vazão máxima de 5,3 m³/s e 1,75 m de diâmetro. Apresenta 158 orifícios ao longo de 400 m do tubo difusor, que possui a função de lançar o efluente, misturando-o com a água do mar, na chamada zona de mistura.



Figura 1 - Região de estudo com a localização da tubulação do emissário submarino de Santos (linha vermelha) na área central da Baía de Santos

2 OBJETIVOS

O presente trabalho tem como objetivo explorar o potencial do uso de imagens de um satélite multiespectral de alta resolução espacial, o Sentinel-2, para estudo de dispersão das plumas superficiais de efluentes do Emissário Submarino de Santos-SP.

3 MATERIAL E MÉTODOS

Utilizaram-se imagens obtidas pelo sensor *Multispectral Instrument* (MSI), a bordo do satélite Sentinel 2, durante um ano completo, entre maio de 2019 e maio de 2020. As imagens obtidas foram referentes ao processamento Level-2A, que considera correção atmosférica aplicada pela Agência Espacial Europeia e apresenta, como produto, ortomagens com a reflectância abaixo da atmosfera. Nesse estudo, foram analisadas apenas imagens sem cobertura de nuvens na região de interesse.

As imagens foram processadas com um software de código aberto, o QGIS (QGIS, 2020), e o com-

plemento *Semi-Automatic Classification Plugin* (CONGEDO, 2016). A classificação das imagens foi realizada considerando apenas as bandas com resolução espacial de 10 m (bandas 2, 3, 4 e 8). Foram definidas quatro classes: pluma, água do mar, área urbana e vegetação, e foram testados três algoritmos: i. *Maximum Likelihood*, ii. *Minimum Likelihood* (RICHARDS, 2016); e iii. *Spectral Angle Mapping* (KRUSE, 1993). Por fim, foram calculadas as áreas de abrangência das plumas superficiais oriundas do emissário submarino.

4 RESULTADOS

A análise e a classificação foram realizadas em apenas nove imagens (Tabela 1), sendo pelo menos uma em cada estação do ano, devido ao fato de essas cenas não apresentarem cobertura de nuvens. A Fig. 2 apresenta o resultado da classificação de duas dessas imagens, e a Tabela 1, a área das plumas do emissário submarino, calculadas com base na classificação.

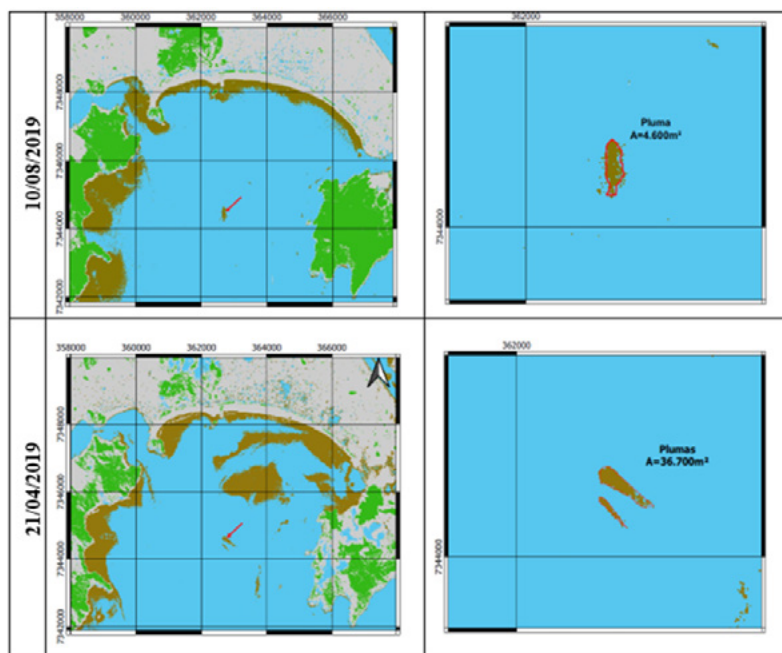


Figura 2 - Resultado da classificação com o algoritmo *Spectral Angle Mapping*. A área urbana é apresentada em cinza, a vegetação em verde, a água do mar e estuário em azul e a pluma e água com maior concentração de sedimentos em marrom. A região estudada é apresentada à esquerda e um destaque para a região de disposição do emissário submarino é apresentado à direita.

Tabela 1 - Área das plumas calculadas com base nas nove imagens de satélite.

Data	Área da pluma	Data	Área da pluma	Data	Área da pluma
27/05/2019	6.200 m ²	09/09/2019	5.500 m ²	27/03/2020	1.300 m ²
11/07/2019	1.005 m ²	03/11/2019	Não detectada	21/04/2020	36.700 m ²
10/08/2019	4.600 m ²	12/01/2020	3.200 m ²	16/05/2020	5.200 m ²

5 DISCUSSÃO

O uso do sensoriamento remoto para estudo e monitoramento de sistemas aquáticos é crescente e pode ser conduzido de forma qualitativa ou quantitativa, tornando-se uma ferramenta para a modelagem de inúmeros processos naturais, oferecendo algumas vantagens em relação à medição *in situ*. A primeira delas é a não-intrusão no meio que se quer medir, pois o sensor registra passivamente a energia eletromagnética refletida ou emitida pelo objeto de interesse. Além disso, os equipamentos registram dados sistematicamente, de áreas geográficas grandes e não apenas pontuais, trazendo mais representatividade às informações (JENSEN, 2011).

O sensoriamento remoto por meio de sensores passivos apresentam limitações, sendo uma delas a impossibilidade de visualização da superfície terrestre na presença de nuvens. Além disso, as condições atmosféricas influenciam no espectro registrado pelos sensores, necessitando de procedimentos para correção das imagens, assim podendo aumentar as incertezas dos resultados. Nesse sentido, foram utilizadas imagens corrigidas, minimizando assim essas incertezas.

Os algoritmos que melhor identificaram as plumas provenientes do emissário submarino foram *Minimum Likelihood* e *Spectral Angle Mapping*, com destaque para o último.

Vale observar que, na imagem referente a 03/11/2019, não foi possível identificar a pluma de efluente. Provavelmente, devido às condições oceanográficas, a pluma não estava visível na superfície, sendo, portanto, detectáveis pelo satélite apenas as plumas que afloram na superfície.

Outro fator desfavorável é que esses algoritmos de classificação semiautomática classificaram a pluma e a água com maior concentração de sedimentos em uma mesma classe. Por exemplo, próximo às praias, há o sedimento que é ressuspensão pelos movimentos das ondas e que apresentam assinatura espectral semelhante à da pluma do emissário submarino. Portanto, é necessário ter cautela na análise e classificação das imagens.

Devido à cobertura de nuvens no período analisado, a disponibilização ficou restrita a nove imagens. Para a obtenção de um maior número de imagens, uma alternativa seria restringir o filtro de cobertura de nuvens somente à área de influência da pluma do emissário submarino.

Vale destacar que apenas a utilização de imagens obtidas por sensores remotos não é suficiente para determinar a qualidade da água, sendo necessárias medidas de parâmetros *in situ* para determinação de balneabilidade e outros indicadores de qualidade da água. Nesse sentido, essas imagens fornecem um indicativo preliminar de alteração no estado do ambiente.

6 CONCLUSÕES

Este estudo demonstrou o potencial de utilização das imagens obtidas pelo sensor MSI, a bordo do satélite Sentinel-2, para estudos de dispersão de plumas superficiais de emissários submarinos, usando como estudo de caso o emissário submarino de Santos-SP. As imagens desse sensor apresentam considerável potencial para estudos desta tipologia, podendo ser aplicáveis à identificação de plumas de emissários submarinos. Dentre as nove imagens obtidas ao longo de 12

meses, em oito delas a pluma foi visível com relevante área na superfície do mar.

7 AGRADECIMENTOS

À Universidade Santa Cecília pelo suporte técnico e pedagógico. Os autores agradecem também aos revisores pelas sugestões do artigo original, que foram consideradas na íntegra.

8 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Nascimento D, Ribeiro RB.; **Investigação:** Nascimento D; **Redação: Primeira versão:** Nascimento D; **Redação: Revisão & Edição:** Nascimento D, Ribeiro RB, Giordano F; **Supervisão:** Ribeiro RB.

9 REFERÊNCIAS

SMALL, C.; NICHOLLS, R.. A Global Analysis of Human Settlement in Coastal Zones. *Journal of Coastal Research*, vol. 19, n. 3, p. 584-599, 2003. Acessado em 19 de agosto de 2020. Disponível em <http://www.jstor.org/stable/4299200>.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Atlas Geográfico das Zonas Costeiras e Oceânicas do Brasil**. Diretoria de Geociências. Rio de Janeiro. p. 123-124, 2011.

ORTIZ, J. P.; Subtil, E.; Garcia, R.. New design of Santos submarine outfall: hydrodynamic modeling simulation at The Santos Bay. In: International Symposium on Outfall Systems. OSMGP, p.1, 2011. **Anais...**

LAMPARELLI, C. C. . Desafios para o licenciamento e monitoramento ambiental de emissários: a experiência de São Paulo. Em: Lamparelli, C. C., Ortiz, J. P. **Emissários Submarinos: Projeto, avaliação de impacto ambiental e monitoramento**. São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente, p. 2, 2006.

SAMPAIO, A. F. P.; CHERBAKIAN, E. H.; GIORDANO, F.; JÚNIOR, F. C. R.; RIBEIRO, R. B.. Sanitation and microbiological water quality in the watershed of Santos-São Vicente Estuary. *Revista DAE*. 204: p. 64-72, 2016. Disponível em: <http://doi.org/10.4322/dae.2016.011>

QGIS.org. QGIS Geographic Information System. Open-Source **Geospatial Foundation Project**, 2020. Disponível em: <http://qgis.org>.

CONGEDO, L. **Semi-Automatic Classification Plugin Documentation**, 2016. Disponível em: DOI: <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.29474.02242/1>

RICHARDS, J. A.; JIA, X. **Remote sensing digital image analysis: an introduction**. Berlin Heidelberg: Springer Verlag. 454p., 2016.

KRUSE, F.; LEFKOFF, A. B.; DIETZ, J. B.. Expert System-Based Mineral Mapping in Northern Death Valley, California/Nevada, Using the Airbone Visible/Infrared Imaging Spectrometer (AVIRIS), **Remote Sensing of Environment**, 1993. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(93\)90024-R](https://doi.org/10.1016/0034-4257(93)90024-R)

JENSEN, J. R.. **Sensoriamento Remoto do Ambiente: Uma perspectiva em Recursos Terrestres**. Parêntese Editora, 598p., 2011.

Gerenciamento dos resíduos de poda urbana no município de Fortaleza-Ceará

Management of urban pruning waste in the municipality of Fortaleza-Ceará


- **Data de entrada:**
01/03/2020
- **Data de aprovação:**
13/05/2021

Brena Karoline Valentim Paiva^{1*} | Adeildo Cabral da Silva² | Gilberto do Nascimento Rocha Filho² | Ricardo Luís Teles de Carvalho³


DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2022.054>

ORCID ID

Paiva BKV  <https://orcid.org/0000-0001-8000-9221>

Silva AC  <https://orcid.org/0000-0002-5433-6437>

Rocha Filho GN  <https://orcid.org/0000-0002-5571-9843>

Carvalho RLT  <https://orcid.org/0000-0002-6521-4160>

Resumo

Os resíduos da arborização urbana (oriundos dos serviços de poda e corte de árvores) normalmente são dispostos em lixões e/ou aterros sanitários, ocasionando a diminuição de sua vida útil e, muitas vezes, acabam por gerar sérios problemas quando não recebem a destinação ambientalmente adequada. A cidade de Fortaleza se destacou representando a segunda capital mais arborizada da região Nordeste. A pesquisa objetivou descrever e analisar o processo de gerenciamento dos resíduos oriundos de serviços de poda urbana na cidade de Fortaleza-CE, e se dividiu em acompanhar o trabalho de uma equipe que executa os serviços poda de árvores em Fortaleza; visitar o aterro sanitário que recebe temporariamente os resíduos de poda; e acompanhar o processo de fabricação de briquetes – que, por meio de um acordo entre a Prefeitura de Fortaleza e a administração da fábrica, utiliza os resíduos oriundos da poda no processo produtivo. O gerenciamento dos resíduos da poda urbana mostrou-se bastante eficiente.

Palavras-chave: Resíduos sólidos. Limpeza urbana. Briquetes.

Abstract

The residues from urban afforestation (from pruning and tree cutting services) are usually disposed of in dumps or landfills, causing their useful life to be shortened and, often, end up causing serious problems when not properly used. The city of Fortaleza stood out representing the second most wooded capital of the Nordeste region. The research aimed to describe and analyze the process of waste management from urban pruning services in the city of Fortaleza-CE, and was divided into following the work of a team that performs tree pruning services in Fortaleza; visit the landfill site that temporarily receives pruning waste; and monitor the briquette manufacturing process - which, through an agreement between the City Hall of Fortaleza and the factory management, uses the waste from pruning in the production process. The management of waste from urban pruning proved to be quite efficient.

Keywords: Solid waste. Urban cleaning. Briquettes.

¹ Universidade Federal do Ceará (UFC) – Fortaleza – Ceará – Brasil.

² Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) – Fortaleza – Ceará – Brasil.

³ Universidade de Aveiro (UA) – Aveiro – Portugal.

* **Autora correspondente:** karolvalentimm@gmail.com.

1 INTRODUÇÃO

Conforme o Art. 13º da Lei Federal 12.305/2010, que trata da Política Nacional de Resíduos Sólidos, os Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) compreendem os resíduos domiciliares (originários de atividades domésticas em residências urbanas) e os resíduos de limpeza urbana (originários da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas e outros serviços de limpeza urbana).

Para o Ministério do Meio Ambiente - MMA (2009), os resíduos de arborização são aqueles provenientes da poda de arborização urbana e remoção de árvores públicas e de residentes particulares, e ainda resíduos vegetais, que incluem o material orgânico resultante da manutenção de parques e jardins (como grama e materiais lenhosos diversos). Estes podem gerar sérios problemas quando não são devidamente aproveitados e são descartados em locais impróprios como aterros sanitários e lixões (BRASIL, 2009).

O município de Fortaleza, capital do Estado do Ceará, destacou-se representando a segunda capital mais arborizada da região Nordeste (DIÁRIO DO NORDESTE, 2012). Conforme a Prefeitura de Fortaleza (2019), no ano de 2018 foram realizados mais de 15 mil serviços de poda, corte e recolhimento de árvores na cidade.

Para Fernandes et al. (2018), o envio de resíduos originários da poda de árvore para lixões ou aterros sanitários é considerado um passivo ambiental, pois é um material que demora a se decompor e ocupa bastante espaço, além de diminuir a vida útil do aterro.

Todavia, esses resíduos podem ter um outro fim que não sejam aterros sanitários ou lixões. Para Vale (2016), esse material produz uma quantidade substancial de energia, pois globalmente estão neles contidas várias toneladas de biomassa, que podem ser subaproveitadas do ponto de vista das suas potencialidades para valorização energética.

De acordo com Amorim et al. (2015), uma forma de utilização dos resíduos de poda e/ou corte das árvores seria transformá-los em biocombustíveis sólidos, por meio da briquetagem. Essa técnica consiste no aproveitamento de resíduos orgânicos, dos mais variados tipos, e o consequente processamento destes. Um produto que não agride o meio ambiente, não necessita de processos complexos de fabricação e que pode substituir outras formas de energias, como o carvão mineral e a lenha (PANCIERI, 2009).

Este trabalho reveste-se de grande importância no que se refere à reciclagem de materiais resultantes da poda urbana, e, conseqüentemente, na gestão de resíduos sólidos urbanos, por se tratar da produção de briquetes como uma das alternativas energéticas, além de ser muito atrativa e com grande potencial de aceitação de mercado.

A pesquisa tem como objetivo descrever e analisar o processo de gerenciamento dos resíduos oriundos do serviço de poda urbana na cidade de Fortaleza-Ceará.

2 METODOLOGIA

2.1 Área Estudada

A cidade de Fortaleza, capital do Estado do Ceará, conforme o IBGE (2017), apresenta uma área de 314,93 km², com 2.452.185 habitantes e densidade demográfica de 7.786,44 hab/km² (IBGE, 2010).

Os órgãos pertencentes à Prefeitura Municipal de Fortaleza (PMF) com responsabilidade direta e/ou indireta em relação à poda urbana e ao corte de árvores em Fortaleza são a Secretaria Municipal da Conservação e Serviços Públicos (SCSP), a Autarquia de Urbanismo e Paisagismo de Fortaleza (UrbFor) e a Secretaria Municipal de Urbanismo e Meio Ambiente (SEUMA).

De acordo com o IGBE (2010), a arborização de vias públicas de Fortaleza corresponde a 74,8%, ocupando a posição 157º dos 184 municípios cearenses. Conforme a PMF (2014), a cidade conta com mais de 90 mil árvores. No ano de 2018 foram realizados um total de 15.282 serviços de manutenção arbórea distribuídos da seguinte forma: poda (13.912); corte (971) e recolhimento de árvores caídas (399).

A cidade de Fortaleza conta com três canais para solicitação de poda e corte de árvores; são eles: as Secretarias Executivas Regionais, Central 156 ou ainda pelo Programa Fala Fortaleza. Todos os pedidos são contabilizados e enviados pela UrbFor

para a Athos Construções (empresa terceirizada que presta serviços para a Prefeitura de Fortaleza).

2.2 Trabalho de Campo

A pesquisa foi realizada em três etapas, a saber: a primeira etapa envolveu o acompanhamento de uma equipe que presta serviços (de poda e corte de árvores) para a Prefeitura Municipal de Fortaleza, no mês de fevereiro de 2019. Após a solicitação de corte e constatação do risco de acidente com três árvores, a equipe realizou o corte das mesmas, localizadas na Rua Meton de Alencar com Rua Senador Pompeu, Centro de Fortaleza-CE, conforme Fig. 1.

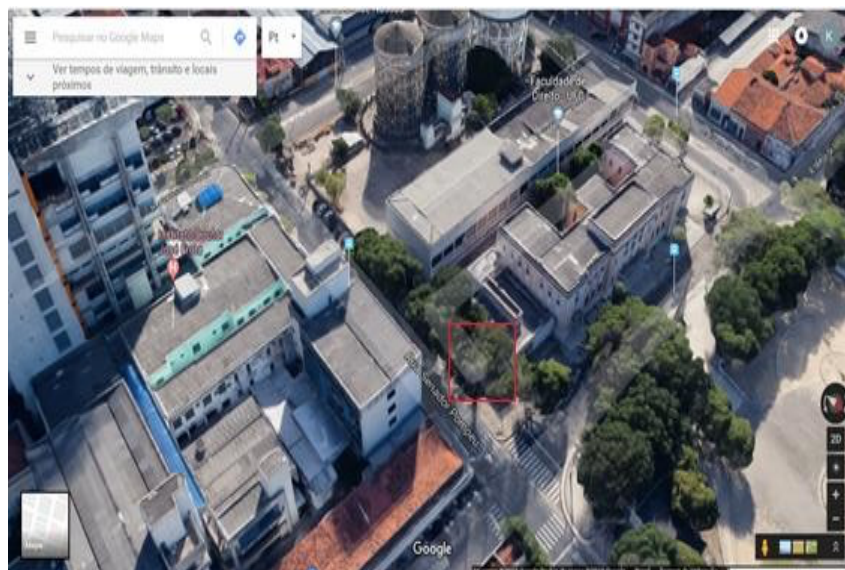


Figura 1 – Localização das árvores cortadas
Fonte: Google Maps (2020).

Na segunda etapa, realizou-se visita técnica ao Aterro Sanitário Metropolitano Oeste de Caucaia (ASMOC), que recebe temporariamente os resíduos resultantes dos serviços de poda e corte de árvore.

A terceira etapa consistiu em conhecer o processo de fabricação de briquetes, produzidos a partir dos resíduos provenientes da poda de árvores

que, ao chegarem no ASMOC, são encaminhados para uma fábrica, situada no Estado do Ceará.

A Fig. 2 ilustra os processos envolvidos nas três etapas da pesquisa, que vão desde o acompanhamento da poda na rua, transformação da matéria-prima em novos produtos (briquetes), até a distribuição ao consumidor final.

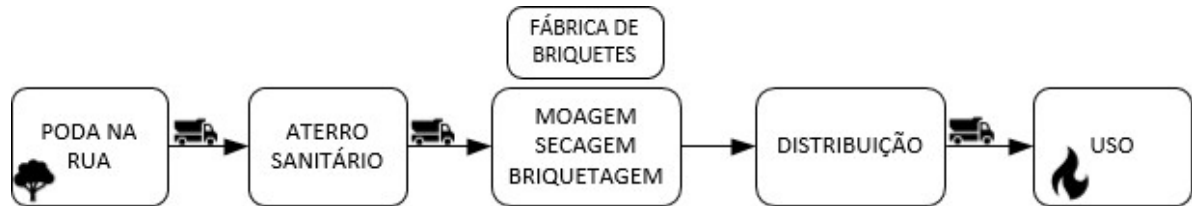


Figura 2 - Fluxograma do acompanhamento da poda à distribuição do produto final

Fonte: Elaborado pelos autores.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Após o acompanhamento de um dia de trabalho de uma das dez equipes que realizam os serviços de poda e corte de árvores para a PMF, foi conta-

bilizada a geração de 3,8 toneladas de resíduos de poda. Na Fig. 3 é possível visualizar um dos cenários do acompanhamento desses serviços executados em Fortaleza-CE.



Figura 3 - Execução do corte de árvores (Fortaleza/CE)

Fonte: Autores (2019).

Geralmente, todo o resíduo gerado após a etapa de corte das árvores é encaminhado ao ASMOC. A quantidade de resíduos disposta no aterro sanitário é controlada por meio do processo de pesagem eletrônica dos caminhões na cabine de

controle existente na portaria. Na Fig. 4, parte desse processo pode ser observado, com destaque para o veículo estacionado sobre a balança eletrônica, o resultado da pesagem e o comprovante da pesagem (ticket eletrônico).



Figura 4 - Detalhes do processo de pesagem da poda no ASMOC
 Fonte: Autores (2019).

Na área do aterro sanitário, os resíduos provenientes da poda urbana são depositados separadamente dos demais e uma equipe com máquinas forrageiras e picadores faz a trituração dos mesmos. Após serem triturados, os resíduos são encaminhados em contêineres para uma fábrica de briquetes (que está localizada no Estado do Ceará). Existe um acordo entre a PMF e a fábrica de briquetes, que recebe os resíduos e os introduz no processo produtivo.

A valorização desses resíduos por parte do poder público e da iniciativa privada traz benefícios econômicos, sociais e ambientais, sendo considerada por alguns autores como um avanço na promoção da produção mais limpa (VALE, 2016).

Semelhante ao acordo estabelecido entre a PMF e a empresa de briquetes, Vale (2016) descreve um caso bem-sucedido que consiste em uma parceria firmada entre a Prefeitura de Presidente Prudente-SP e uma produtora de briquetes, que mantém sua produção a partir de podas de árvores oriundas dos serviços prestados pela prefeitura. Por mês, a Prefeitura contribui com aproximadamente 50 toneladas de poda para o processo produtivo da fábrica. O autor estima ainda que a cada tonelada de briquete é evitado o corte de 6 a 9 árvores.

Rocha et al. (2015) ressaltam que os compostos derivados dos resíduos de poda urbana possuem grande valor ambiental, porém essa técnica ainda é pouco explorada no Brasil. Em outra pesquisa sobre o aproveitamento de resíduos florestais para confecção de briquetes, Vale (2016) afirma que os resíduos da arborização permitem produzir uma quantidade substancial de energia, pois globalmente estão neles contidas várias toneladas de biomassa. Quando não são reutilizados de forma efetiva, representam uma enorme perda de recursos.

Na fábrica de briquetes, a composição dos principais resíduos que entram no processo produtivo são: material de serraria e resíduos da poda de Fortaleza. O processo de fabricação dos briquetes consiste nas seguintes etapas: trituração, picagem e moagem; processo de secagem, onde o material é exposto à temperatura solar e, com a ajuda de um secador rotativo, utilizado principalmente em períodos chuvosos; briquetagem (compactadora) à alta temperatura; e o empacotamento. As Fig. 5, 6, 7 e 8 ilustram os processos realizados na fábrica para a produção dos briquetes.



Figura 5 - Resíduos triturados
Fonte: Autores (2020).



Figura 8 - Briquetes
Fonte: Autores (2020).



Figura 6 - Secador rotativo (redução da umidade)
Fonte: Autores (2020).



Figura 7 - Briquetadeira
Fonte: Autores (2020).

A fábrica produz mensalmente cerca de 700 toneladas de briquetes. O objetivo da fabricação de briquetes é atender estabelecimentos e indústrias que possuam fornalhas, fornos e caldeiras, visando substituir o uso da lenha e gerar energia. Seu formato cilíndrico padronizado reúne uma alta densidade de resíduos prensada, sem a adição de produtos químicos ou componentes, e possui alto poder calorífico. Os briquetes contribuem para o controle do desmatamento e da poluição, já que uma grande quantidade de resíduo que seria descartado pode ser aproveitada.

Conforme Quirino (1991), o briquete é uma opção mais sustentável e com qualidades que devem substituir a lenha, considerando que sua produção se baseia em compactar resíduos ligno-celulósicos (pó de serra, maravalhas, casca de arroz, palha de milho, sabugo, bagaço de cana etc.).

Zago et al. (2010) citam algumas vantagens do uso de briquetes: i) alto poder calorífico; ii) produto de material reciclado e ecológico; iii) menor custo; iv) maior higiene e melhor aparência, ideal para indústria alimentícia; v) formato cilíndrico facilita o transporte, manipulação e armazenamento; vi) maior densidade.

As atividades da poda urbana realizadas em Fortaleza seguem uma demanda de solicitações repassadas pela UrbFor para a empresa terceirizada que executa os serviços. De acordo com os dados fornecidos pelo referido órgão durante a pesquisa, é possível observar, na Tabela 1, o quantitativo em toneladas, referente aos serviços de poda realizados na cidade durante os meses de janeiro a dezembro de 2019.

Tabela 1 - Quantitativo de pesagem dos resíduos da poda urbana

Período (2019)	Pesagem (ton)
Janeiro	313,37
Fevereiro	294,80
Março	225,49
Abril	307,09
Maio	285,37
Junho	249,68
Julho	291,29
Agosto	290,55
Setembro	242,28
Outubro	254,66
Novembro	242,00
Dezembro	234,65
Total:	3.231,23

Fonte: Elaborado pelos autores.

Os dados acima foram fornecidos pela UrbFor e, ao todo, foram contabilizadas pouco mais de 3 mil toneladas de resíduos de poda nos meses de janeiro a dezembro de 2019. A poda é realizada para correção, manutenção, limpeza, tratamento de parasitas e desobstrução de sinalização de trânsito. Já o corte ocorre somente quando há risco de acidentes ou alguma edificação a ser construída no local.

Um estudo realizado por Cortez (2011) identificou a quantidade e destinação de resíduos de poda urbana gerados em outros estados, a saber: em Goiânia-GO foi contabilizado um total de 40.000 t/ano de resíduos enviados para o aterro sanitário, porém sem programa ou iniciativa de reutilização; em Aracaju-SE, um total de 1.778,06 t/ano, com os resíduos depositados no aterro e sem iniciativa de reutilização; em Natal-RN, aproximadamente

80 t/dia foram enviadas para o aterro sanitário, no entanto, a maior parte dos resíduos seguiu para as associações de catadores, que retiravam a lenha para comercialização; e em São Bernardo do Campo-SP foi gerado um total de 2.640 m³/ano, triturados e utilizados em praças, parques e hortas comunitárias, após sua decomposição.

Conforme Vale (2016), os resíduos de poda urbana, quando reutilizados, colaboram para a redução do desmatamento de florestas nativas para fins energéticos (se forem usados para substituir lenha de desmatamento, por exemplo), além de apresentarem aspectos benéficos nos quesitos econômico, ambiental e técnico.

A utilização dos resíduos de poda como fonte de energia pode influenciar de maneira significativa na redução da importação de resíduos fósseis, na captação de recursos internacionais (em virtude da possível venda de Certificados de Emissão de Carbono), além de beneficiar o sistema elétrico com geração descentralizada a custos competitivos (CORTEZ, 2011).

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Constatou-se que os resíduos oriundos dos serviços de poda e corte de árvores na cidade de Fortaleza-CE passam pelo aterro sanitário, porém, são encaminhados para uma fábrica de briquetes (localizada no Estado do Ceará), onde são incorporados no processo produtivo.

O potencial de resíduos gerados a partir da poda urbana em Fortaleza apresenta significativa importância, visto que resulta em mais de 3 mil toneladas/ano.

A parceria firmada entre a Prefeitura Municipal de Fortaleza e a empresa de briquetes apresenta-se como uma alternativa positiva, promovendo a reutilização de resíduos, conforme prevê a

Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei Federal 12.305/2010).

O gerenciamento desses resíduos mostrou-se bastante eficiente, contribuindo para a diminuição de custos para o município, o não comprometimento de grandes áreas para disposição e a redução da poluição e degradação.

5 AGRADECIMENTOS

Ao Laboratório de Energias Renováveis e Conforto Ambiental (LERCA) do Departamento de Construção Civil do IFCE - Campus Fortaleza, à Prefeitura Municipal de Fortaleza (em especial à Autarquia de Urbanismo e Paisagismo de Fortaleza - UrbFor) e à Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (Funcap) por todo o suporte prestado durante a pesquisa.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

7 REFERÊNCIAS

AMORIM, F. S.; et al. Produção de briquetes a partir de espécies florestais. *Revista Verde*. v.10 n. 4., p. 34-41, 2015. <https://doi.org/10.18378/rvads.v10i4.3779>

BRASIL. Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010. Altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, 03 ago. 2010. p. 2.

BRASIL. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Panorama cidades/Fortaleza-CE. 2010. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ce/panorama>. Acesso em: 24 fev. 2020.

BRASIL. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Panorama estados/ Ceará. 2017. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ce/panorama>. Acesso em: 24 fev. 2020.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Aproveitamento de resíduos e subprodutos florestais, alternativas tecnológicas e propostas de políticas ao uso de resíduos florestais para fins energéticos**. 2009. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/>

[estruturas/164/_publicacao/164_publicacao10012011033501.pdf](#). Acesso em: 30 jan. 2020.

CORTEZ, C. L. **Estudo do potencial de utilização da biomassa resultante da poda de árvores urbanas para a geração de energia**: estudo de caso: AES Eletropaulo. 2011. 246 f. Tese (Doutorado em Energia) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.

DIÁRIO DO NORDESTE. **Fortaleza é a 2ª capital do NE em arborização**. 2012. Disponível em: <https://diariodonordeste.verdesmares.com.br/editorias/metro/fortaleza-e-a-2-capital-do-ne-em-arborizacao-1.540715>. Acesso em: 25 jan. 2020.

FERNANDES, L. A. A. et al. Reaproveitamento de resíduos da poda de *Azadirachta* indica para produção de briquetes. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GESTÃO AMBIENTAL E SUSTENTABILIDADE, 6., João Pessoa. *Anais...* João Pessoa, 2018.

PANCIERI, B. M. A produção de briquetes como incentivo à sustentabilidade-aplicabilidade da logística reversa em madeiras no município de Tomé-Açu. In: ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO, 29., Salvador-BA. *Anais...* Salvador- BA, 2009.

PREFEITURA MUNICIPAL DE FORTALEZA. **Plano de arborização de Fortaleza registra mais de 90 mil novas árvores em Fortaleza**. 2018. Disponível em: <https://www.fortaleza.ce.gov.br/noticias/plano-de-arborizacao-de-fortaleza-registra-mais-de-90-mil-novas-arvores-em-fortaleza>. Acesso em: 22 de jan. 2020.

..... Prefeitura realizou mais de 15 mil serviços de poda, corte e recolhimento de árvores em 2018. 2019. Disponível em: <https://www.fortaleza.ce.gov.br/noticias/prefeitura-realizou-mais-de-15-mil-servicos-de-poda-corte-e-recolhimento-de-arvores-durante-o-ano-de-2018>. Acesso em: 20 jan. 2020.

QUIRINO, W. F. **Briquetagem de Resíduos Ligno-Celulósicos**. Circular Técnica do LPF– Laboratório de Produtos Florestais do IBAMA, Brasília, v. 1, n. 2, p. 69-80, 1991.

ROCHA, A. J. F. et al. Destinação sustentável do resíduo da poda de árvores urbanas. In: SAFETY, HEALTH AND ENVIRONMENT WORLD CONGRESS, 15., Porto, Portugal. *Anais...* Porto, Portugal, 2015.

VALE, V. H. D. **Diagnóstico dos resíduos de podas do município de Natal/RN**. 2016. 42 f. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2016.

ZAGO, E. S. et al. O processo de briquetagem como alternativa de sustentabilidade para as indústrias madeiras do município de Aripuanã-MT. *Revista Technoeng*, v. 1, n. 2, p. 22- 34, 2010. <https://pdfs.semanticscholar.org/58a9/736b00c2903317b9336ff6bf3b1093a133c9.pdf>

Desafios e potenciais soluções para reciclagem de embalagens plásticas flexíveis pós-consumo no Brasil

Challenges and potential solutions for recycling of post-consumption flexible plastic packaging in Brazil

• **Data de entrada:**
05/03/2020

• **Data de aprovação:**
13/05/2021

Eduardo Tadashi Yugue^{1*} | Sandro Donnini Mancini¹ | José Arnaldo Frutuoso Roveda¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2022.055>

ORCID ID

Yugue ET  <https://orcid.org/0000-0001-7734-378X>

Mancini SD  <https://orcid.org/0000-0002-4287-1969>

Roveda JAF  <https://orcid.org/0000-0002-0158-1586>

Resumo

Este trabalho trata da reciclagem das embalagens plásticas flexíveis pós-consumo no Brasil, apresentando os principais desafios e dificuldades e potenciais soluções tecnológicas disponíveis ou em desenvolvimento no Brasil e em outros países. O trabalho foi realizado a partir de revisão bibliográfica, participação em reuniões, visitas, entrevistas e acesso a sites da internet envolvendo órgãos públicos e empresas pertencentes à cadeia de produção de plásticos, e à conversão, coleta seletiva e reciclagem de embalagens plásticas. Como resultados, reporta a necessidade de aplicação do conceito de eco-design no projeto de novas embalagens, tecnologia para separação automática de materiais, de-laminação de estruturas multi-camadas, remoção da tinta de impressão e a aplicação de aditivo de reforço e compatibilizante de materiais. Explora também a reciclagem química e energética, apresentando resultado de estudos recentes, principalmente por meio do processo de pirólise de poliolefinas.

Palavras-chave: Multicamadas. Plásticos

Abstract

This work deals with the recycling of post-consumption flexible plastic packaging in Brazil, presenting the main challenges and difficulties and potential technological solutions available or under development in Brazil and other countries. The work was carried out through bibliographic review, participation in meetings, visits, interviews and access to internet sites involving public agencies and companies belonging to the plastics production chain, and the conversion, selective collection and recycling of plastic packaging. As a result, it reports the need to apply the concept of eco-design in the design of new packaging, technology for automatic separation of materials, de-lamination of multi-layer structures, removal of printing ink, and the application of reinforcement additive and material compatibilizing agents. It also explores chemical and energy recycling, showing the results of recent studies, mainly through the polyolefin pyrolysis process.

Keywords: Flexible packaging. Multilayer. Recycling. Plastic.

¹ Unesp - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" - Sorocaba - São Paulo - Brasil.

* **Autor correspondente:** edyugue.sor@terra.com.br

1 INTRODUÇÃO

De acordo com o relatório da Maxiquim (MAXIQUIM, 2018) sobre a indústria brasileira de embalagens plásticas flexíveis, em 2017, a produção naquele ano foi de 1.908 mil toneladas, com um crescimento de 4% comparado com 2016. As principais resinas consumidas no Brasil em embalagens flexíveis foram Polietileno de Baixa Densidade Linear (PEBDL), Polietileno de Baixa Densidade (PEBD), Polipropileno (PP) e Polietileno de Alta Densidade (PEAD), nessa ordem. Relata também que o consumo de cada uma dessas resinas cresce ano a ano no período de 2011 a 2017.

Em relação à estrutura do material de uma embalagem flexível, há duas situações: estrutura monocamada e estrutura multicamadas. Normalmente a monocamada é constituída de Polietileno (PE), PP, Poli(Tereftalato de Etileno) (PET) ou Policloreto de Vinila (PVC). Já nas estruturas multicamadas, estas podem ser formadas pela mistura de camadas de materiais como PE, PP e PET. Além de material plástico, pode ainda haver combinação com papel e folha de alumínio ou metalização.

O consumo de material para produção de embalagens flexíveis representou 30% do total de plásticos transformados (que se transformaram em produtos) no Brasil em 2017. Esse percentual variou de 28% a 30% entre 2010 e 2017. Pelo detalhamento do consumo de embalagens plásticas por setor, a maioria (39%) das embalagens flexíveis foi utilizada no setor de alimentos, que cresceu 0,8% de 2016 para 2017 (MAXIQUIM, 2018).

Em média, os polímeros representam 90,6% (m/m) das estruturas das embalagens plásticas flexíveis para alimentos. Baseado nesses dados, observa-se que as estruturas são praticamente compostas por plástico, e para efeito de reciclagem será considerado como tal na busca de so-

luções tecnológicas. Ainda, em média 6,1% das estruturas são representadas por tinta de impressão e 4,9% por adesivo de laminação (TECNOVAL, 2019). Apesar de representar um baixo percentual de participação na composição das estruturas, são esses elementos alguns dos principais fatores que diferenciam (e geralmente dificultam) a reciclagem dos filmes plásticos laminados e impressos da reciclagem regular de uma peça em plástico rígido, que podem ser acrescidos do fato de eventualmente possuírem mais de um material.

Em termos de coleta seletiva no Brasil, o volume coletado representa apenas 2,71% do total dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) coletados. No que tange aos resíduos recicláveis coletados e recebidos nas unidades de triagem, a estimativa de resíduos recicláveis recebidos nas unidades de triagem - Brasil é de 1,05 milhão de toneladas, representando 1,7% do total de resíduos domiciliares e públicos coletados no Brasil, ou 5,6% da massa total potencialmente recuperável de recicláveis secos. Índice de 7,37 kg/hab./ano de resíduos recuperados (BRASIL, 2019b).

A Política Nacional de Resíduos Sólidos - PNRS (BRASIL, 2010), lei 12.305, foi promulgada no Brasil em 02/08/2010. Em seu artigo 7º, proclama a não geração, redução, reutilização, reciclagem e tratamento dos resíduos sólidos, bem como disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos; adoção, desenvolvimento e aprimoramento de tecnologias limpas como forma de minimizar impactos ambientais; incentivo à indústria da reciclagem, tendo em vista fomentar o uso de matérias-primas e insumos derivados de materiais recicláveis e reciclados.

A pesquisa Ciclossoft 2018 (CEMPRE, 2018), divulgada pelo Compromisso Empresarial para a Reciclagem (CEMPRE), mostra que em 2018, 1.227 municípios reportaram a existência de algum tipo de coleta seletiva, representando 22% dos muni-

cípios brasileiros e apenas 35 milhões de brasileiros (17%) com acesso a programas municipais de coleta seletiva. Ainda por esta pesquisa, é notório o crescimento de municípios com esse tipo de coleta após a promulgação da PNRS em 2010, com um aumento de 177% na abrangência nacional da coleta seletiva de 2010 a 2018. De acordo com Ciclosoft 2018, 17% representam a participação do plástico na composição gravimétrica. Esse relatório não apresenta a separação entre plástico rígido e plástico flexível.

A reciclagem de Plásticos trata do processo de transformação dos resíduos sólidos que envolve a alteração de suas propriedades físicas, físico-químicas ou biológicas, com vistas à transformação em insumos ou novos produtos (BRASIL, 2010). A Associação Americana de Ensaio de Materiais (ASTM) normalizou as formas de reciclagem de plásticos de modo a uniformizar os conceitos - ASTM D7209-06 - Definições (ASTM, 2015):

- **Reciclagem primária:** consiste na conversão dos resíduos poliméricos industriais (descarte ou aparas de processo) com o processo de reciclagem sendo realizado em circuito fechado. O processo utilizado normalmente envolve uma seleção do material, moagem, lavagem, secagem e reprocessamento em equipamentos como extrusoras ou injetoras. No caso de filmes plásticos, pode haver uma etapa adicional de aglutinação dos flocos gerados na moagem (ZANIN e MANCINI, 2015).

- **Reciclagem secundária:** conversão dos resíduos poliméricos provenientes dos resíduos sólidos urbanos ou eventualmente até de resíduo industrial, com o material seguindo o fluxo de seleção, moagem, aglutinação (no caso de filme plástico), lavagem, secagem e processamento por extrusão ou injeção. A principal característica da reciclagem secundária é que o material reciclado tem propriedades e qualidade inferiores às do material virgem (ZANIN e MANCINI, 2015).

- **Reciclagem terciária:** processo tecnológico de produção de insumos químicos ou combustíveis a partir de resíduos poliméricos. Processo de despolimerização dos materiais plásticos por meio de um processo de decomposição química controlado do material. (ZANIN e MANCINI, 2015).

- **Reciclagem quaternária:** processo tecnológico baseado na combustão, para recuperação de energia de resíduos poliméricos por incineração controlada. Os produtos finais são energia e a emissão gasosa (ZANIN e MANCINI, 2015).

Outras definições para a reciclagem dos plásticos são baseadas no processo de reciclagem ao qual o resíduo plástico será submetido. São elas a reciclagem mecânica (equivalente à primária e secundária), a reciclagem química (terciária) e a reciclagem energética (quaternária).

2 OBJETIVO

Análise do gerenciamento das embalagens flexíveis pós-consumo no Brasil, avaliando dificuldades, desafios e potenciais soluções tecnológicas para o aumento do índice de reciclagem das mesmas.

3 METODOLOGIA

Para a revisão bibliográfica, definiram-se as fases do ciclo de vida de embalagens de bens de consumo pós-consumo e, para cada uma dessas fases, foram levantadas descrições, explicações, dados e informações por meio de pesquisa bibliográfica feita para os temas de: resíduos sólidos urbanos, economia circular, logística reversa, coleta seletiva, plásticos nos resíduos sólidos urbanos e reciclagem de plásticos.

Dados e estatísticas em relação ao censo demográfico, volume produzido, volume descartado, % de coleta seletiva, tendências, etc. foram obtidos em consultas a sites ou relatórios publi-

cados pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), CEMPRE ou por sites de associações de classe como Associação Brasileira da Indústria do Plástico (Abiplast), Associação Brasileira de Embalagem (ABRE) e Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE). Detalhes da PNRS foram obtidos do site do Ministério do Meio Ambiente - Governo Federal.

Outras informações e descrições foram obtidas em sites de busca de conteúdo na internet como Google, Google Acadêmico e Scopus. As duas últimas bases de dados foram utilizadas para verificar os avanços e tendências científicas dentro de cada tema, em especial a respeito de tecnologias de reciclagem mecânica e química de plásticos flexíveis multi-materiais.

Para os resultados deste trabalho, com foco nas dificuldades e nos desafios para reciclagem, o autor participou de reuniões, fóruns, visitas, atividades de comitês técnicos cujo foco estava na busca de soluções tecnológicas viáveis para fomentar a reciclagem de embalagens plásticas flexíveis. Nessas reuniões foi possível capturar as dificuldades relatadas, identificar iniciativas e debater propostas colocadas por diferentes agentes da cadeia da reciclagem no Brasil.

Baseado em informações obtidas durante a participação em tais reuniões, foi possível identificar tópicos, iniciativas e soluções que nortearam o processo de pesquisa, visitas e entrevistas (27 no total), cujas informações coletadas foram reportadas no conteúdo apresentado como resultado deste trabalho.

Os contatos realizados nestas reuniões proporcionaram visitas, e entrevistas semiestruturadas foram realizadas com os representantes das empresas.

Para a promoção da reciclagem das embalagens flexíveis pós-consumo, o consumidor tem um

papel importante no processo. Para entendimento dos hábitos e atitudes deste em relação a esse tipo de embalagem após o consumo do produto, foi realizada uma pesquisa na plataforma SurveyMonkey®. No total, foram registrados 441 respondentes.

4 RESULTADOS

Os resíduos plásticos separados dos outros materiais, e também por tipo de material polimérico, apresentam potencialidade para reciclagem mecânica.

Caso não haja condições para separação dos diferentes materiais poliméricos da mistura de plásticos, as alternativas seriam a reciclagem química ou da recuperação energética ou em último caso, dependendo do nível de contaminação com sujidade e mistura com outros materiais, destiná-los ao aterro sanitário. A reciclagem mecânica de vários tipos de plástico não é impossível, mas fica cada vez mais difícil quanto maior a disparidade química dos polímeros envolvidos.

No caso dos plásticos flexíveis, especificamente das embalagens pós-consumo, devido à sua menor espessura, baixa densidade relativa, nível de contaminação e dificuldade de separação dos diferentes materiais que as compõem (no caso das multicamadas), há uma série de problemas e dificuldades técnicas no processo tradicional de reciclagem mecânica, tornando esse processo inviável economicamente em muitos casos. Embora haja um grande interesse no desenvolvimento de tecnologias economicamente viáveis, a quantidade de informações disponíveis, principalmente para aplicação em escala industrial, são poucas. A literatura científica aponta muitas tecnologias ainda em teste em fase de bancada. E muito do que está sendo desenvolvido pelas indústrias do setor não é publicado.

4.1 Separação dos resíduos nos centros de triagem

O processo de separação dos materiais pode se dar de forma automática, manual ou semiautomática ou uma combinação delas.

A triagem manual é normalmente aplicada na separação de resíduos domésticos recolhidos por cooperativas de catadores e catadores autônomos. Demanda pouco investimento, porém apresenta baixa produtividade e a qualidade do material separado é altamente dependente do nível de capacitação da mão de obra.

A separação automatizada tem evoluído tecnicamente e tem a capacidade de processamento de um volume muito maior de resíduos, com maior agilidade e trabalho contínuo. Além disso, a separação dos materiais é geralmente realizada com maior rapidez, qualidade e confiabilidade, principalmente para materiais como plásticos rígidos, embalagens metálicas, embalagens de alumínio, papel, papelão, vidro e embalagens flexíveis. Há casos em que é possível até mesmo separar os materiais por cores, o que é mais importante para papéis e plásticos. Em contrapartida, exige maior investimento e área para implementação, sendo indicada para áreas onde há um alto e constante volume de materiais coletados para reciclagem, como nas regiões metropolitanas.

A etapa de triagem é importante, pois idealmente, para a obtenção de material reciclado de boa qualidade, maior aplicabilidade e maior valor comercial, é necessário limitar as impurezas de materiais a níveis inferiores a 1% m/m¹. A presença de macrocontaminantes, como vidro, papel, metal ou outros polímeros, mesmo em concentrações pequenas, pode alterar as propriedades do polímero reciclado (SPINACÉ e DE PAOLI, 2005).

¹ m/m = massa/massa

No caso das embalagens flexíveis, alguns equipamentos e tecnologias utilizados para separação de materiais são:

- “*Trommel*” é um dos equipamentos utilizados para separação dos resíduos por tamanho (HORODYTSKA, 2018);
- Separação pneumática, onde os materiais mais leves são “expulsos” da esteira por um sopro de ar e os mais pesados ficam na esteira transportadora, que pode ser conjugada com um sistema de leitor óptico, por espectrofotometria, podendo separar diferentes materiais e cores (HORODYTSKA, 2018).

O processo semiautomático se dá quando adicionalmente à separação automática, ainda há a necessidade de mão de obra para separação de alguns materiais específicos.

Fator agravante nas estruturas multicamadas, além da potencial presença de diferentes materiais na estrutura, como PE, PP e PET, em muitos casos, ocorre a presença de filme metalizado com uma película de alumínio. Nas estruturas laminadas por adesivo, ainda há a presença do próprio adesivo de laminação e, na maioria dos casos, a tinta de impressão.

Apesar de se ressaltar a importância da etapa de separação, é fato que também é possível reciclar uma mistura de polímeros. Há vários processos já desenvolvidos para a reciclagem de resíduos poliméricos misturados que admitem de 30% a 40% m/m de contaminação por polímero não fundido (polímero com alta temperatura de fusão) e outros tipos de materiais, como papel, madeira, vidro ou metal; os outros 60% m/m são geralmente constituídos de poliolefinas (as mais comuns são os polietilenos e o polipropileno) que possuem baixa temperatura de fusão e acabam

encapsulando os contaminantes durante o processamento (SPINACÉ e DE PAOLI, 2005).

Para completar as tecnologias de separação mencionadas, o sistema de Infravermelho (IR) de detecção ótica pode ser instalado na sequência. Essa técnica é baseada no comprimento de onda refletido pelo material após os feixes de luz infravermelho incidirem na sua superfície, o que permite a identificação de materiais de composição bem parecida, como os polietilenos e o polipropileno, bem como suas misturas (McKinlay and Morrish, 2016).

Metais não magnéticos, por exemplo tampas e latas de alumínio, são removidos por meio de separação por indução (ECOEMBES, 2016). Metais ferrosos são removidos por sistemas eletromagnéticos.

A segunda central mecanizada de triagem de resíduos sólidos da cidade de São Paulo (Brasil), inaugurada em 2014, tem capacidade de separar 250 toneladas de materiais recicláveis por dia. Com essa capacidade adicional, triplicou-se naquele momento a capacidade de triagem e separação da cidade, atingindo 7% dos resíduos gerados na cidade. As centrais de triagem têm capacidade de separar 13 tipos de resíduos recicláveis. Os materiais metálicos são separados por meio de magnetismo e eletricidade. Leitores óticos separam o material por tipo e cor. Na etapa final, há ainda uma separação manual (AKATU, 2014).

4.2 Processo de moagem, lavagem, aglutinação e secagem das embalagens plásticas flexíveis para o processo de reciclagem mecânica

Para eliminação da contaminação, o material moído é submetido ao processo de lavagem, para eliminar o excesso de impurezas e sujidades, normalmente em duas etapas, em tanques abertos, eixos rotativos transversais ao fluxo,

contendo aletas, para movimentar o material moído. Na primeira, um tanque contendo uma solução aquosa com detergente para eliminar principalmente restos de alimentos e um segundo tanque com água para enxágue. Para processadores que trabalham com material pós-industrial, dependendo das condições em que o material se encontra, essa etapa de lavagem pode não ser necessária.

Há a necessidade de investimento em equipamentos para a lavagem e tratamento do efluente do processo, além do custo operacional e exigência de licenças ambientais específicas, que representam fatores que inibem a ampliação de oferta de recicladores de embalagens plásticas flexíveis pós-consumo no mercado brasileiro.

Após lavagem, o material é submetido ao processo de aglutinação, que tem a função de aumentar a densidade para facilitar a alimentação nas injetoras ou nas extrusoras.

A secagem do material é importante. O máximo de umidade residual tolerável para as poliolefinas é de cerca de 1% m/m e para os poliésteres ou as poliamidas deve ser inferior a 0,02% m/m (AI-ABDULRAZZAK e JABARIN, 2002). O excesso de umidade remanescente pode gerar bolhas no material final, ou sobrecarregar o sistema de degasagem da extrusora.

4.3 Processamento do material moído, aglutinado e seco - Extrusão

Para a reciclagem mecânica de filme flexível, o processamento mais comum para os flocos moídos, lavados e secos é o processo de extrusão. A alimentação do material na extrusora deve ser na forma aglutinada, caso a extrusora não conte com a alimentação forçada.

É importante ter conhecimento mínimo das características do material a ser reciclado, tais

como polímeros presentes e nível de contaminantes. Esses contaminantes são, por exemplo, aditivos, vernizes, adesivos, tintas, alumínio da metalização e outros agentes agregados para modificar as propriedades dos filmes (deslizante, anti-blocante, etc) (HORODYTSKA, 2018). A partir daí, deve ser definida a aditivação a ser incorporada na entrada da extrusora. Tais aditivos podem ser estabilizantes, plastificantes, antiestático, retardante de chama, agentes nucleantes, modificadores de impacto, agentes antioxidantes, auxiliar de fluxo, agentes compatibilizantes, cargas minerais, corantes, entre outros (VIANA, 2014).

Para melhorar o processo de plastificação da massa com baixo nível de cisalhamento e assim minimizar a degradação térmica do material, a extrusora normalmente conta com rosca desenhada especificamente para essa finalidade, promovendo a fusão do polímero reciclado de forma mais eficiente (SPINACÉ e DEPAOLI, 2005).

No caso da extrusão de material contendo resíduos de embalagens plásticas flexíveis, com tinta de impressão e na maioria dos casos, no Brasil, são laminados com adesivos, há a necessidade da extrusora contar com um sistema de degasagem. Trata-se de um sistema que elimina gases formados durante o processo de extrusão, devido à volatilização principalmente do residual de solventes contidos na tinta de impressão e no adesivo de laminação. Caso isso não seja realizado, pode resultar em material extrudado final com bolhas e porosidade, podendo afetar a próxima etapa do processamento do plástico e as propriedades do produto final (MUNDO DO PLÁSTICO, 2018).

Para situação em que a impressão é externa na estrutura da embalagem plástica flexível, existe o processo de remoção das tintas de impressão (“de-inking”).

Antes da saída da extrusora, o equipamento também deve contar com filtro para eliminar partículas não fundidas e outros materiais estranhos. Há extrusoras que dispõem do sistema de troca automática do elemento filtrante, quando este se satura.

No caso do Polipropileno Biorientado (BOPP) metalizado, a camada de alumínio depositada é da ordem de 30nm, que é aproximadamente 1.000 vezes inferior à espessura típica de uma camada de filme BOPP (da ordem de 20 μ m). Pelo relato de recicladores, não tem sido identificado nenhum problema tecnológico para a reciclagem mecânica deste material. Dessa forma, recomenda-se que, para efeito de identificação do material nas embalagens, seja adotado no número 5, que identifica PP, tanto para BOPP transparente, pigmentado, como para o metalizado (COLTRO, 2009). Quando há a presença de filme metalizado, o material reciclado tende a apresentar uma coloração acizentada, conforme mostrado na Fig. 1.

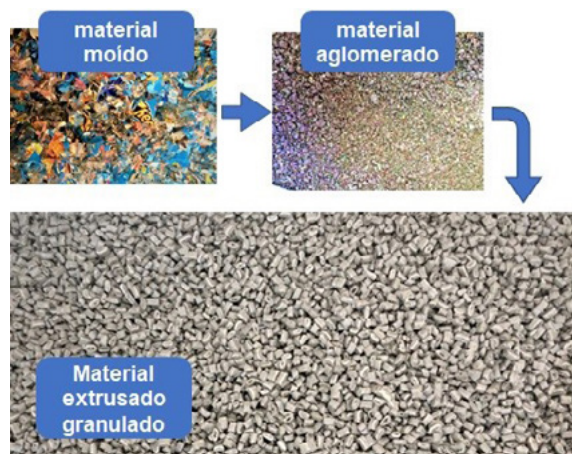


Figura 1 - Reciclagem mecânica de embalagens plásticas flexíveis em BOPP multicamadas metalizada – grânulos acizentados - empresa Ecological Reciclagem (2019)
Fonte: acervo do Autor

Tecnologias têm sido desenvolvidas para melhorar a eficiência na separação de diferentes materiais, e no caso de embalagens flexíveis multicamadas, tecnologias para delaminação, remoção

de tinta de impressão, remoção do adesivo de laminação e desmetalização têm sido desenvolvidas para chegar o mais próximo possível do monomaterial para reciclagem. No caso da impossibilidade de separação dos materiais, agentes compatibilizantes têm sido utilizados.

4.4 Especificidades da reciclagem mecânica de embalagem plástica flexível monocamada

PE, PP e PET são os polímeros mais comuns que compõem as embalagens plásticas flexíveis monocamada e podem ser tratados por reciclagem mecânica, principalmente em função da composição de um único material, pela homogeneidade e pela possibilidade de limpeza do resíduo (AZNAR et al., 2006). Caso o material não seja impresso, o preparo seria a moagem, lavagem (dependendo do nível de sujidade), secagem, aglutinação e posterior extrusão. Se o material for impresso, há dois caminhos para a reciclagem. O primeiro seria igual ao do material não-impresso, porém com a necessidade de sistema de degasagem na extrusora. No caso de material impresso, novas tecnologias têm surgido para a remoção das tintas de impressão (de-inking). Removida a tinta, a extrusão segue da mesma maneira do material não impresso (HORODYTSKA, 2018).

4.5 Especificidades da reciclagem mecânica de embalagem plástica flexível multicamadas

A reciclagem de filme multicamadas é dificultada pelo próprio fato da sua composição heterogênea de materiais, muitas vezes de difícil identificação dos elementos que o compõem e até mesmo pelo percentual de participação de cada um. Dessa forma, a aplicação do material resultante da reciclagem mecânica na produção de novos produtos de valor agregado fica bem complicada.

Para reciclagem mecânica de filmes multicamadas há três tecnologias em desenvolvimento: compatibilização de materiais, delaminação e dissolução-precipitação seletiva, com o objetivo de promover a reciclagem e reduzir a quantidade de plásticos multicamada enviados para os aterros ou encaminhados para recuperação energética em alguns países (HORODYTSKA, 2018).

É importante a identificação da composição das camadas da estrutura para aplicar a solução adequada. Não há uma solução que atenda a várias estruturas ao mesmo tempo. Esses estudos endereçam soluções para processamento e aproveitamento de algumas das estruturas multicamadas mais comumente encontradas no mercado, tais como PET/PE, PET/PP, PP/PE e PE/EVOH/PE.

O alumínio é um dos componentes comumente encontrados nas estruturas de filmes multicamadas, na forma de lâmina (filme bem fino) ou depositado na forma de metalização superficial, camada muito fina, sobre um filme (substrato). Serve principalmente para melhorar a barreira à luz, a gases e à umidade. Lee et al. (2006) patentearam um método para reciclagem de embalagem flexível multicamada para filme multicamada composto por material plástico (normalmente PE, PP e PET) e folha de alumínio em diferentes camadas. A camada de alumínio é seletivamente dissolvida em uma solução alcalina ou ácida.

Casos em que a estrutura do filme multicamada é composta somente por PE e PP, estes são compatíveis um com o outro, então as camadas compostas por esses materiais podem ser processadas (extrusadas) juntas.

Dependendo da mistura dos materiais, uma solução tecnológica encontrada, já com produtos comerciais, é a produção de “madeira plástica”.

4.6 Aditivos Compatibilizantes

Para melhorar a adesão entre a matriz polimérica e a carga de reforço, utiliza-se um agente compatibilizante ou de acoplamento, o qual geralmente é uma molécula bifuncional, com partes polares e partes apolares, que se liga quimicamente à superfície das duas fases. Uma forte ligação interfacial favorece a mistura dessas fases, promovendo uma melhora nas propriedades de compósitos e blendas. Os agentes de acoplamento mais utilizados são organosilanos, organotitanatos, polímeros modificados com anidrido maleico; exemplos: polipropileno graftizado com anidrido maleico (MAPP) e o polietileno graftizado com anidrido maleico (MAPE) e outros polímeros funcionalizados (especialmente funcionalizações ácidas) (SPINACÉ e DE PAOLI, 2005; DIBENEDDETTO, 2001; MONTE et al., 1983 e POLETTI, 2017). Os aditivos compatibilizantes são adequados para a reciclagem de laminados multicamadas como PE/PA e PE/PET (PFAENDNER, 2001). É importante ter conhecimento dos diferentes materiais presentes para aplicar o aditivo compatibilizante adequado.

4.7 Delaminação das estruturas multicamadas

O método de delaminação é baseado na segregação de diferentes camadas do filme e reciclagem da mistura de polímeros separadamente.

Cinelli et al. (2016) propôs uma nova estrutura multicamadas de PET/PE laminada com proteína de soro de leite como adesivo de laminação. A proteína de soro de leite age como uma excelente barreira contra oxigênio e umidade, substituindo outros adesivos de base petroquímica que não são recicláveis. A camada de proteína pode ser removida por lavagem com detergentes enzimáticos contendo enzimas de proteases para separar a camada de PET da camada de PE.

Pesquisadores da Universidade de Alicante tem trabalhado no desenvolvimento de um processo

combinado de delaminação e remoção de tintas. A tinta é às vezes depositada entre as camadas de filmes, na face interna do filme externo, como por exemplo em aplicação para alimentos, evitando o contato da tinta com o alimento. Portanto, o processo de delaminação deveria ser incorporado antes do estágio de remoção da tinta.

"Uma nova tecnologia para delaminação de filmes, com a impressão entre as camadas, se dá através da aplicação de um primer sob a camada de tinta. Este primer é atacado por uma solução específica, promovendo a separação dos filmes (delaminação), preparando o material para a etapa seguinte da remoção da tinta."

4.8 Tecnologia para dissolução/re-precipitação

A dissolução-precipitação seletiva é um processo onde os sistemas solvente ou não-solvente são utilizados para separar e reciclar os diferentes polímeros. Após a dissolução de um dos polímeros, é necessária uma etapa de separação, por exemplo, por re-precipitação seletiva de um dos materiais (ACHILIAS et al., 2007).

A estrutura genérica da reciclagem de plásticos por extração com solvente inclui a remoção de impurezas e aditivos incorporados ao plástico, dissolução (dissolução homogênea ou heterogênea) e reprecipitação. Especificamente, o(s) polímero(s) é(são) dissolvido(s) no(s) solvente(s) e depois cada polímero é cristalizado seletivamente. Quando um solvente pode dissolver o polímero alvo ou todos os outros polímeros, exceto o alvo, ele pode ser usado para dissolução seletiva. Obviamente, a chave do processo de dissolução é encontrar um solvente seletivo (ZHAO et al., 2018).

A técnica de dissolução / reprecipitação foi aplicada na reciclagem de vários materiais plásticos à base de PE, PP, PET e PVC. Obtém-se alta taxa de recuperação dos polímeros, com característi-

cas e propriedades muito similares às dos materiais originais (ACHILIAS et al., 2009).

Os solventes ideais são selecionados principalmente seguindo alguns princípios importantes (JILIN, 2010):

(1) De acordo com a regra de solubilidade “like dissolve like”, polímeros polares altos são dissolvidos em solventes polares altos, enquanto polímeros polares baixos são dissolvidos em solventes polares baixos. Quanto mais próximo o solvente e o polímero estiverem da polaridade, mais fácil será dissolver o polímero no solvente;

(2) quando a interação entre o polímero e o solvente prevalece sobre a coesão dos polímeros, o polímero é facilmente dissolvido no solvente;

(3) se os parâmetros de solubilidade do polímero e o solvente são semelhantes ou iguais, o polímero é mais facilmente dissolvido no solvente. Vários sistemas de parâmetros de solubilidade foram desenvolvidos para avaliar a capacidade de solvatação (HANSEN e JUST, 2001).

Para a técnica de dissolução/reprecipitação, existem duas categorias de solventes: “solvente forte”, que tem uma solubilidade positiva no polímero alvo, e “solvente fraco”, que tem uma solubilidade negativa no polímero alvo (ZHAO et al., 2018).

Ao final, o polímero separado e recuperado pode ser extrusado e granulado, como no final da reciclagem mecânica, apresentando forma homogênea para comercialização e utilização na produção de outras peças plásticas.

4.9 Aditivação do material na reciclagem

Dada a diversidade de tipos e de propriedades dos resíduos plásticos na entrada do processo de reciclagem mecânica, e das propriedades reque-

ridas para o produto final, há a necessidade do processamento junto com aditivos para melhora das propriedades desejadas.

Alguns aditivos podem ser classificados segundo os seus mecanismos de atuação, tais como: lubrificantes internos (plastificante), lubrificantes externos, estabilizadores primários, estabilizadores secundários, agentes de compatibilização, antioxidantes, aditivo anti-UV e modificadores de impacto (MONDARDO, 2006).

4.10 Compósito de termoplásticos com reforço

Os compósitos de termoplásticos são materiais multifásicos normalmente formados pela combinação de plástico e um material de reforço (carga), sendo factível a utilização de plástico reciclado. Dessa forma, representam uma alternativa de baixo custo para a produção de novos produtos acabados com valor agregado, a partir de plásticos reciclados dos RSU².

Os compósitos termoplásticos são formados por uma fase contínua (matriz), nesse caso um polímero, e por uma fase dispersa que é descontínua, carga ou “filler”. Como cargas de reforço, podem ser utilizadas as cargas minerais, como carbonato de cálcio, argilas, sílicas, mica, talco, alumina e dióxido de titânio. As cargas não minerais incluem negro de fumo (pigmento preto), esferas e fibras de vidro e vários materiais orgânicos, tais como fibras vegetais. A adição dessas cargas de reforço é uma alternativa viável, podendo melhorar as propriedades dos polímeros reciclados e torná-los competitivos em relação aos polímeros virgens.

Os compósitos ao final apresentam uma combinação melhorada das propriedades dos elementos que os formam, que não poderia ser alcançada com qualquer um dos constituintes agindo isoladamente (POLETTTO, 2017).

² RSU – Resíduos Sólidos Urbanos

4.11 Reciclagem mecânica de embalagens plásticas pós-consumo no Brasil

Um total de 550 mil toneladas de plásticos pós-consumo foram recicladas no Brasil no ano de 2016, representando um índice 25,8% de reciclagem plásticas e equiparáveis pós-consumo (ABIPLAST, 2019).

Além do benefício do ponto de vista da sustentabilidade ambiental, a atividade da reciclagem das embalagens plásticas pós-consumo também traz vários benefícios sociais. Para cada tonelada de material plástico reciclado produzido, reduz-se em 1,1 tonelada o resíduo plástico disposto em aterros e geram-se 3,16 empregos para cada tonelada de resíduos plásticos por mês. Outros benefícios da reciclagem mecânica de plásticos a serem destacados são os relacionados à redução de impacto ambiental, como a economia de água e energia e, a redução de emissão de gases de efeito estufa no processo de obtenção de plástico reciclado, comparado com o processo para obtenção da matéria-prima virgem (ABIPLAST, 2019).

Não há informação oficial de números de recicladores que processam embalagens plásticas flexíveis pós-consumo e da capacidade instalada. Em relação às informações do percentual de plásticos flexíveis nos resíduos obtidos pela coleta seletiva ou outros serviços de coleta, dão conta de que esse percentual varia de localidade a localidade. Porém, quando são divulgados como composição gravimétrica dos resíduos sólidos, sempre são percentuais baixos. Com interesse comercial principalmente pelas embalagens monomaterial, sendo as multicamadas ou as muito contaminadas na maioria das vezes descartadas em aterros sanitários, não fechando desta maneira o ciclo da economia circular.

4.12 Reciclagem química

Despolimerização por solvólise (hidrólise, alcoólise, metanólise, glicólise e amilose) e quebras por métodos térmicos (pirólise à baixa e alta temperatu-

ras, gaseificação, hidrogenação) são os principais processos de reciclagem química. A pirólise é amplamente utilizada para reciclagem de poliolefinas e outros polímeros de adição (Panda et al., 2010).

A pirólise tem chamado a atenção por sua flexibilidade de mistura de materiais na alimentação do reator, evitando o custo da operação de separação que costuma ser alto e de baixa eficiência e, ainda, gerando produtos reciclados que podem ser usados como combustível ou outros produtos químicos de valor agregado (HORODYTSKA, 2018).

4.12.1 Pirólise

A pirólise de materiais plásticos tem sido implementada com relativa eficiência em países com elevada densidade populacional, com restritas opções de fontes energéticas convencionais e geralmente economicamente desenvolvidos (FORLIN e FARIA, 2002). Uma das grandes vantagens da pirólise é a possibilidade de utilização de muitos tipos de matérias-primas, incluindo resíduos industriais e domésticos. Diferentes tipos de pirólise foram desenvolvidos: rápida, catalítica, lenta, *flash* e vácuo. (PIECUCH e DA BROWSKI, 2014).

Os processos de transformação energética (pirólise e também a incineração) representam uma redução significativa do volume de materiais de embalagem pós-consumo lançados sem destinação racional no meio ambiente ou em aterros sanitários, para os quais não exista outros processos viáveis de reciclagem apropriados. Também permite uma redução considerável da utilização de outras fontes de matérias-primas tradicionalmente utilizadas para obtenção de energia, como é o caso da queima de madeira e até de fontes não-renováveis, como é o caso do óleo combustível extraído do refino do petróleo (FORLIN e FARIA, 2002).

Ainda, a pirólise tem uma temperatura de processo mais baixa e emissões mais baixas de poluentes no ar (WYRZYKOWSKA et al., 2011). Além disso, a

escala das plantas de pirólise é mais flexível do que instalações de incineração (CHEN et al., 2014).

As frações de RSU sujeitas à pirólise consistem principalmente de papel, tecido, plástico, resíduos de alimentos e resíduos de jardinagem. Além disso, diferentes tipos de reatores foram desenvolvidos, como leito fixo, reatores de batelada ou semi-batelada, fornos rotativos, reatores de leito fluidizado, reatores assistidos por micro-ondas e algumas soluções inovadoras, como reatores a plasma ou solares (CZAJCZYNSKA et al., 2017). O pré-requisito para a aplicação bem-sucedida da pirólise é a escolha apropriada dos materiais de entrada e o ajuste das condições ideais do processo. (GRYCOVÁ et al., 2016).

O processo de pirólise para tratamento dos materiais plásticos oriundos de embalagens plásticas flexíveis pós-consumo tem sido motivo de vários estudos e aprimoramento da tecnologia, das condições do processo e dos equipamentos, maximizando a performance principalmente em função das condições iniciais do material (separado, limpo, misturados com outros plásticos, ou parte da mistura dos resíduos sólidos urbanos) e dos produtos resultantes da pirólise, que tipicamente são: óleo de pirólise, gás de síntese e carvão (CZAJCZYNSKA et al., 2017). O interesse está no resultado do tratamento dos resíduos plásticos por pirólise, uma vez que estes podem se tornar fonte de matéria-prima secundária ou ser usados para geração de energia a partir do tratamentos de resíduos.

Vários estudos de pirólise têm sido realizados, a maioria ainda em escala de laboratório, considerando variações nos seguintes parâmetros: composição do material na entrada do processo (plástico puro, mono material, mistura de plásticos, inclusive filmes flexíveis multicamadas, mistura de plástico com madeira / papel / cartão / papelão, mistura que compõe os resíduos sólidos urbanos, etc). Além da composição da alimentação, algumas variantes do processo são: tempo de residência e temperatu-

ra do processo (°C). Dependendo das condições do processo, pode-se obter como resultado da pirólise: carvão vegetal, bio-óleo, gás, gás combustível, produtos químicos ou uma mistura deles. A pirólise pode ser classificada em: lenta ou carbonização, convencional, rápida, flash-líquido, flash-gás, vácuo, metano-pirólise e hidro-pirólise. O carvão é obtido com maior tempo de residência. Óleo, gás e outros produtos químicos são obtidos com uma combinação de tempo de residência menor e maiores temperaturas.

Dependendo das condições e dos parâmetros do processo de pirólise, obtêm-se diferentes composição e potencial calorífico dos subprodutos da pirólise.

O poder calorífico do gás produzido pode ser classificado da seguinte forma: baixo (até 5 MJ/Nm³), médio (de 5 a 10 MJ/Nm³) e alto (10 a 40 MJ/Nm³) (LORA et al., 2004).

4.12.2 Pirólise de PEAD e PEBD

A pirólise de PEAD e PEBD tem sido foco de estudo em diversos tipos de reatores, em diferentes condições de temperatura e taxa de aquecimento, e os produtos resultantes em cada caso. Marcilla et al. (2009) estudaram a pirólise de PEAD e PEBD em reator batelada, com temperatura de 30°C a 550°C e obtiveram um rendimento de líquido de 84,7% e 91,3% (em massa) respectivamente. Onwudili et al. (2009) obtiveram um rendimento melhor para PEBD, sendo de 89,5% (em massa) a 425°C.

A Fig. 2 mostra os resultados obtidos por pesquisas realizadas por Ahmad et al. (2015), Kumar e Singh (2010) e Mastral et al. (2002) para pirólise de PEAD, sendo possível observar que em temperaturas acima 500°C predomina a formação de líquido. A 450°C há um pico de formação de gás. Há pouca formação de carvão em temperaturas entre 350°C e 550°C. A partir dos 650°C o índice de perdas começa aumentar.

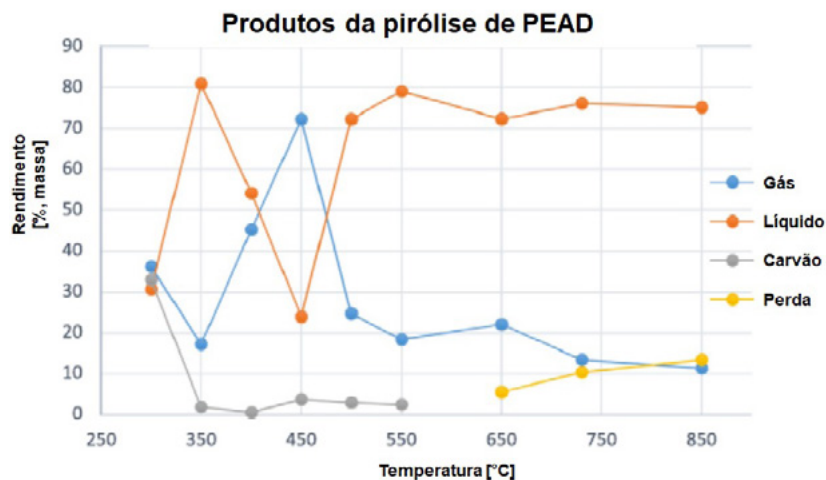


Figura 2 - Produtos da pirólise de PEAD
 Fonte: Adaptado de CZAJCZYNSKA et al. (2017).

4.12.3 Pirólise de PP

A pirólise tem sido aplicada para tratamento de PP rígido, mas também é comumente aplicada para BOPP (CZAJCZYNSKA et al., 2017).

Abbas-Abadi et al. (2014) investigaram a influência dos parâmetros de pirólise de PP no rendimento do produto e na posição do produto condensado. Eles usaram um reator semi-bate-lada e uma temperatura entre 420°C e 510°C. O maior rendimento de óleo foi de 92,3% em peso a 450°C. Temperaturas mais altas e mais baixas causaram diminuição na produção de óleo. Os componentes do óleo foram agrupados em quatro classes diferentes: cicloalcanos, alcanos, alcenos e aromáticos. As frações aromáticas e olefinas aumentaram, mas as frações de parafina diminuíram com o aumento da temperatura. Os autores também verificaram o efeito da taxa do fluxo de gás e do agitador no rendimento do produto e na composição do óleo. Outros pesquisadores estudaram a pirólise do PP e obtiveram 69,82% de óleo em peso a 300°C (AHMAD et al., 2015) e 82,12% em peso a 500°C (FAKHRHOSEINI e DASTANIAN, 2013). Acima de 500°C, o rendimento de óleo diminuiu com o aumento da temperatura.

4.12.4 Co-Pirólise de mistura de resíduos domésticos - biomassa e resíduos plásticos

A coexistência de plásticos e matéria orgânica nos resíduos é uma vantagem definitiva, que diminui os gastos com o pré-tratamento de resíduos e aumenta a eficiência de todo o processo (CZAJCZYNSKA et al., 2017).

De acordo com resultado de estudos realizados, é possível realizar a pirólise com mistura somente de plásticos, até com uma mistura real retirada de aterro, na qual havia a presença de plásticos. Além da variação das composições, observa-se que são estudos considerando diferentes tipos de reatores, o que denota ainda muita exploração de conhecimento sobre o tema (CZAJCZYNSKA et al., 2017).

Quanto maior a participação de plásticos na mistura, maior a produção de líquidos e gases pirolíticos, independentemente do tipo de reator, chegando a atingir 42% de gás, quando a mistura é de PE e PP (DONAJ et al., 2012), e de 65% de líquido, numa mistura de papel, vidro e rica em plásticos (LÓPEZ et al., 2010).

Em geral, a co-pirólise de biomassa e polímeros sintéticos pode ser uma maneira ambientalmente

te correta para a transformação de resíduos em produtos com maior valor agregado, como produtos químicos ou combustíveis. Além disso, a co-pirólise permite a simplificação de processos de separação e classificação de resíduos (CZAJCZYNSKA et al., 2017).

4.12.5 Pirólise de RSU

Chen et al. (2014) estudaram a pirólise dos RSU em 2014. Uma mistura de resíduos de cozinha,

papel, tecido, bambu, plástico e vidro foi pirolisada a temperaturas variando de 500°C a 900°C. Os rendimentos dos produtos obtidos são mostrados na Fig. 3. Além disso, o valor de aquecimento do carvão aumentou com o aumento da temperatura de 18,3 MJ/kg a 500°C para 30,4 MJ/kg a 900°C. Como mostrado, os maiores rendimentos da fase líquida e do carvão foram obtidos a 500°C. O aumento da temperatura causou um aumento na produção de gás e uma diminuição no carvão e no óleo.

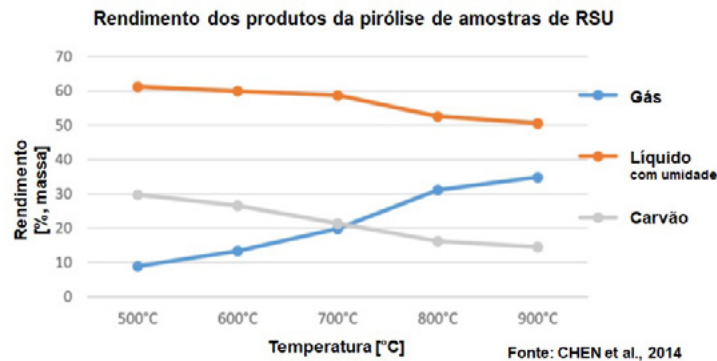


Figura 3 - Rendimento dos produtos da pirólise de amostras de RSU
Fonte: CHEN et al., 2014

Velghe et al. (2011) compararam a pirólise rápida e lenta de amostras de RSU de uma estação de tratamento. O valor calorífico médio dos resíduos foi de 27 MJ/kg, e as amostras foram secas antes da pirólise.

4.12.6 Produtos de pirólise e suas possíveis aplicações

Normalmente, a pirólise de resíduos visa à recuperação de energia, porque os produtos geralmente têm boas propriedades como combustíveis e a energia é sempre um produto desejável, fácil de vender. Além disso, partes dos produtos podem ser utilizados para atender à demanda de energia da própria reação de pirólise. A pirólise

também torna possível converter resíduos em uma fonte de energia para domicílios (JOUHARA et al., 2017) e em larga escala as plantas de pirólise podem usar os produtos de pirólise para outros fins, o que aumenta a lucratividade do processo. A complexa composição do óleo pirolítico e algumas propriedades do carvão podem torná-lo favorável como matéria-prima para alguns setores da indústria.

Os rendimentos obtidos pela pirólise do plástico, a 600°C-700°C em um reator de leito fluidizado, fornecem diretamente de 15% a 30% de olefinas gasosas dos resíduos, que podem ser usados imediatamente em uma instalação de polimerização (CZAJCZYNSKA et al., 2017).

4.12.7 Gás pirolítico

A pirólise de plásticos produz gás pirolítico, no qual os principais componentes são hidrocarbonetos leves: metano, etano, eteno, propano, propeno, butano e buteno. Esse gás tem um valor calorífico significativo; por exemplo, o valor de aquecimento do gás de PP e PE variou entre 42 e 50 MJ/kg (JUNG et al., 2010).

Por sua vez, a co-pirólise de polímeros e biomassa leva a uma maior produção de CO e CO₂, especialmente em temperaturas mais baixas. Finalmente, o pirogás de RSU consiste em CO₂, CO, hidrogênio, metano e outros hidrocarbonetos leves com um valor médio de aquecimento de cerca de 15 MJ/Nm³, o que aumenta com o aumento da temperatura (HWANG et al., 2014).

4.12.8 Óleo pirolítico

O óleo pirolítico oferece mais oportunidades de uso que o gás, mas, dependendo da composição da matéria-prima e dos parâmetros do processo, a composição do produto líquido da pirólise pode diferir radicalmente.

Pode-se resumir que a fase líquida é geralmente o produto predominante da pirólise de plásticos. Esses óleos são um material valioso, que pode ser usado de várias maneiras.

A pirólise de resíduos plásticos que consistem em PE, PP, PS, PET e PVC permite a extração de uma fração líquida valiosa. Os líquidos de pirólise têm um alto valor de aquecimento (cerca de 30-45 MJ/kg) para que possam ser usados como uma alternativa aos combustíveis fósseis (CZAJCZYNSKA et al., 2017).

Este óleo também contém quantidades significativas de estireno, tolueno e etilbenzeno. Portanto, pode ser uma fonte de produtos químicos (ADRADOS, 2012). Esses aromáticos são alta-

mente valiosos como solventes e precursores de uma ampla variedade de compostos, incluindo lubrificantes, detergentes, plásticos (por exemplo, poliestireno, policarbonato) e explosivos. A possibilidade de obter hidrocarbonetos aromáticos valiosos a partir de resíduos de plástico torna a pirólise mais atraente, embora não seja fácil conseguir uma extração eficiente de tais produtos químicos (CZAJCZYNSKA et al., 2017).

4.12.9 Carvão pirolítico

As condições de pirólise são geralmente otimizadas para maximizar os produtos líquidos e gasosos; no entanto, também é produzida uma fração sólida denominada carvão pirolítico. O carvão pirolítico consiste principalmente de uma matriz rica em carbono que contém quase todos os compostos inorgânicos presentes nos resíduos brutos e uma quantidade significativa de subprodutos condensados formados durante o processo de pirólise e dispersos por toda a estrutura porosa sólida (MUHAMMAD et al., 2015).

O valor de aquecimento do carvão obtido da co-pirólise de resíduos (mistura de biodegradável e não biodegradável) é de aproximadamente 34 MJ/kg (WIDIYANNITA et al., 2016), o que é comparável ao carvão típico. No entanto, como esperado, alguns metais pesados e outros elementos perigosos, como S, Cl e N, também podem ser retidos nos produtos sólidos. Portanto, é importante caracterizar completamente o carvão para avaliar seu impacto no meio ambiente e nos seres humanos. Em geral, esse produto pode ser queimado para fornecer energia ao processo de pirólise ou a outros fins.

O carvão obtido na pirólise não é apenas um bom combustível, mas também pode ser processado em carvão ativado. Essa possível aplicação foi investigada por Zeng et al. (2015).

4.13 Reciclagem energética e Incineração

Os plásticos têm um valor calorífico muito alto, que pode exceder 40 MJ/kg. Os dados de caracterização dos RSU indicam que a proporção global de plásticos é em média de 10% e pode ser maior nos países de renda média e alta. A coleta eficaz de todos os resíduos de plástico e a garantia de que eles formam uma proporção significativa da matéria-prima da instalação de incineração podem melhorar a combustibilidade dos RSU (MAKARICHI, 2018).

O processo de incineração é considerado uma das formas para tratamento dos RSU, uma vez que estes são a matéria-prima para os incineradores, que geram energia – “Waste-to-Energy” – (WtE). Olhando somente por esse espectro, parece ser uma solução interessante. O ponto de muita discussão e de movimentos contrários vem em função de que, além da geração de energia, a incineração também gera outros subprodutos gasosos, além de um resíduo próprio do processo, as cinzas. Dependendo das condições dos RSU e do nível de contaminação inicial, os sub-produtos e resíduos finais da incineração poderão ser poluentes, mais ou menos tóxicos, representando riscos à saúde humana e ao meio ambiente.

A solução do tratamento dos RSU por meio da incineração requer um alto nível de investimento para sua construção e há um custo elevado para a sua operação. Em muitos dos casos, esses custos são arcados pelo poder público.

Dados todos os desafios enfrentados ao longo dos anos, muito investimento foi realizado para melhorar a segurança do sistema, o controle de emissões e a sua eficiência em relação à geração de energia, promovendo o movimento “energia a partir de resíduos” (WtE - *Waste to Energy*).

Como ponto positivo, além da geração de energia, há o fato de o tratamento dos RSU

pelo processo de incineração reduzir muito o volume do material.

No Brasil, Barueri, no estado de São Paulo, deverá ser a primeira cidade do Brasil a ter uma usina de incineração de lixo doméstico. A chamada Usina de Tratamento Térmico de Resíduos Sólidos Urbanos e Recuperação de Energia (URE) foi anunciada e deveria estar pronta em meados de 2021 (ProteGEEr, 2018). A usina, licenciada pela Cetesb - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, terá capacidade para tratar 825 toneladas de lixo por dia, com potência instalada de 20MW, suficiente para abastecer 80 mil residências, em torno de 240 mil habitantes, que equivale a uma população de uma cidade similar à própria Barueri. Com base no Processo Waste-to-Energy (WtE), a obra está firmada em um sistema de Parceria Público-Privado (PPP) e tem investimento estimado entre R\$ 300 milhões a R\$ 400 milhões. Estima-se que a prefeitura de Barueri economizará 20% dos gastos com tratamento de lixo, que atualmente é feito fora da cidade. Sobre a preocupação dos efluentes gasosos, os empreendedores afirmam que da chaminé somente sairá vapor d’água (BARUERI NA REDE, 2018).

5 COMENTÁRIOS FINAIS E CONCLUSÃO

Não há dados precisos sobre a taxa de reciclagem específica para as embalagens plásticas flexíveis no Brasil, mas pelo baixo número de recicladores focados nesse material e pela quantidade desse material separado dos resíduos sólidos urbanos nos centros de triagem, pode-se inferir que essa taxa seja baixa. Os principais motivos vão desde o comportamento do consumidor que não destina o material pós-consumo de maneira correta para reciclagem, passando pelas condições de contaminação e mistura que o material chega aos centros de triagem, dificuldade na separação dos diferen-

tes materiais plásticos e a baixa qualidade e valor do material reciclado.

Buscou-se neste trabalho identificar empresas no Brasil atuando com a reciclagem das embalagens plásticas flexíveis pós-consumo. Observou-se que a realidade encontrada é que não há conhecimento de qualquer empresa dedicada à reciclagem mecânica desse material laminado pós-consumo.

Do ponto de vista social, o setor de reciclagem mecânica de materiais pós-consumo, a partir de RSU, gera muito mais empregos por tonelada de lixo do que outras soluções para o tratamento dos RSU. Se concretizado o processo de reciclagem mecânica, geraria um benefício adicional, que é a matéria-prima para outros setores industriais, contribuindo para a economia circular.

Alguns desafios mapeados para a expansão da reciclagem mecânica de embalagens flexíveis com mais de um material são:

- Descarte com mistura de diferentes materiais poliméricos, às vezes na mesma estrutura multicamadas;
- Material sujo e contaminado;
- Dificuldade no processo de triagem e separação dos diferentes materiais.

Algumas oportunidades para a expansão da reciclagem mecânica de embalagens flexíveis com mais de um material são:

- Ampliação da consciência ecológica, do conhecimento e do engajamento dos consumidores para descartarem as embalagens plásticas flexíveis pós-consumo da maneira correta para a reciclagem;
- Engajamento das entidades que atuam na coleta seletiva para que capturem todo o material disponível, primeiro evitando que o mesmo acabe em local indevido, e segundo, para poder ter

volume, principalmente contínuo, que encoraje as empresas recicladoras a investir na reciclagem desse material;

- Melhoria no processo de triagem e separação dos diferentes materiais, ou de forma automática, manual ou semiautomática. Capacitação técnica dos operadores no processo de triagem e separação dos diferentes materiais;
- Viabilização, do ponto de vista econômico, da implementação das tecnologias já existentes, tais como separação automática, processo para delaminação de estrutura multicamada, processo da remoção da tinta de impressão e desmetalização;
- Viabilização da instalação de equipamentos de extrusão muito mais eficientes, com todas as novas tecnologias desenvolvidas para processamento de embalagens plásticas flexíveis, tais como: alimentação forçada, dosagem automática de aditivos, dupla rosca, sistema de desagem e troca automática de filtros;
- Desenvolvimento de novos produtos com maior valor agregado, onde possam ser utilizadas as resinas recicladas, também com melhores propriedades ópticas e mecânicas e melhor qualidade;
- Conscientização dos consumidores para ampliar a aceitação de produtos gerados a partir de material reciclado.

No tocante à reciclagem mecânica, todos os desafios e as tecnologias, direcionam para se obter o material para extrusão, como material único (monomaterial) ou estruturas compatíveis para reciclagem, limpo e o mais isento possível de contaminantes (tinta de impressão, adesivo de laminação, etc.). Soluções e tecnologias já existem e continuam evoluindo.

O desenvolvimento de embalagens plásticas flexíveis baseado no conceito de eco-design, no caso com a implementação de embalagens monoma-

material ou estruturas compatíveis para reciclagem, favorece o processo de reciclagem mecânica.

O maior desafio está em fechar essa questão de forma que se obtenha um material reciclado com melhor qualidade e propriedades, equiparadas com as do material virgem. Como consequência, o valor de mercado seria suficiente para viabilizar o investimento no processo e nas tecnologias e melhorias que atualmente estão disponíveis. Ou então, desenvolvimento de aplicações em produto de longo período de vida que represente maior valor para o consumidor.

Não sendo viável a reciclagem mecânica, outras alternativas seriam a reciclagem química, reciclagem energética e incineração.

A reciclagem química, ou reciclagem avançada, apresenta tecnologias que possibilitam a transformação de plásticos com maior dificuldade de serem reciclados mecanicamente em novos produtos químicos e insumos petroquímicos básicos, como monômeros e hidrocarbonetos. Esses elementos constitutivos do plástico então servem como matéria-prima base para a produção de novos produtos – que podem, ou não, ser plásticos. Uma das vantagens da reciclagem química é a possibilidade de usar diferentes misturas plásticas, que muitas vezes dificultam a reciclagem mecânica. Resultados de vários estudos foram apresentados considerando misturas de plástico e até co-pirólise de plástico com outros materiais, como biomassa ou RSU, despertando o interesse de empresas por essa tecnologia para tratamento dos plásticos presentes nos RSU, com um mínimo de separação, podendo-se obter como resultado produtos químicos, líquidos ou gasosos, combustível e energia.

A pirólise fornece combustíveis prontos para uso de maneira fácil e segura. Normalmente, gás e/ou carvão são usados como fonte de energia, porque a energia é o produto mais fácil de utilizar e vender. Os produtos líquidos da pirólise de

RSU são muito complexos e podem conter água. No entanto, a decomposição térmica de polímeros produz óleos com boas qualidades, que podem ser usados como combustível líquido, matéria-prima para re-polimerização e produção de novos plásticos ou como fonte de produtos químicos. Além disso, após o controle de qualidade e/ou algumas melhorias, o carvão pode ser usado como carvão ativado ou fertilizante.

Na situação do material plástico estar muito misturado, inclusive com outros tipos de materiais e até carga orgânica, composição parecida com a que tem sido descarregada nos aterros sanitários atualmente, outra alternativa de tratamento é a incineração, ou reciclagem energética, que demanda altos investimentos, principalmente para cumprimento dos requisitos da legislação ambiental, que requer um rígido sistema de controle dos efluentes, principalmente gasosos.

Pelos resultados deste trabalho, é possível reciclar as embalagens plásticas flexíveis pós-consumo, mesmo as multicamadas, pelos processos mecânicos, químico e energético. Não se avaliou o diferencial do impacto ambiental entre elas por meio de uma Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) nem do ponto de índice de circularidade. O foco esteve em identificar soluções tecnológicas para reciclagem, gerando produtos com valor agregado, com o benefício adicional de evitar que esses resíduos acabem ocupando volume nos aterros sanitários ou sejam descartados inadequadamente no meio ambiente, promovendo desta forma a economia circular.

Com algumas dessas tecnologias sendo introduzidas no Brasil, tais como uso de materiais monocamada, remoção de tinta, extrusoras com alimentação forçada, rosca dupla e degasagem, pirólise e reciclagem química, a conscientização dos consumidores em relação à separação e destinação para coleta seletiva e o apoio de empresas privadas e governamental

em relação à legislação e incentivos fiscais e tributário, a expectativa é a de que o panorama da reciclagem das embalagens plásticas flexíveis pós-consumo melhore, com aumento dos índices atuais, promovendo a economia circular e reduzindo o montante desperdiçado em aterros e lixões.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

7 REFERÊNCIAS

ABIPLAST, ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA DO PLÁSTICO, **Perfil 2018**. Disponível em: <<http://www.abiplast.org.br/publicacoes/perfil2018/>>, 2019, acesso em: 09/12/2019

ACHILIAS, D.S., GIANNOLIS, A., PAPAGEORGIOU, G.Z. Recycling of polymers from plastic packaging materials using the dissolution-reprecipitation technique, 2009. **Polymer Bulletin** 63, 449–465. <https://doi.org/10.1007/s00289-009-0104-5>

ACHILIAS, D.S., ROUPAKIAS, C., MEGALOKONOMOS, P., LAPPAS, A.A., ANTONAKOU, V., 2007. Chemical recycling of plastic wastes made from polyethylene (LDPE and HDPE) and polypropylene (PP). **Journal of Hazardous Materials** 149, 536–542. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.06.076>

ADRADOS, A., DE MARCO, I., CABALLERO, B.M., LÓPEZ, A., LARESGOITI, M.F., TORRES, A., Pyrolysis of plastic packaging waste: a comparison of plastic residuals from material recovery facilities with simulated plastic waste, 2012. **Waste Management** 32, 826–832. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.06.016>

AHMAD, I., KHAN, M.I., KHAN, H., ISHAQ, M., TARIQ, R., GUL, K., ET AL., 2015, Pyrolysis study of polypropylene and polyethylene into premium oil products. **International Journal of Green Energy** 12, 2015, 663–671. <https://doi.org/10.1080/15435075.2014.880146>

AKATU, INSTITUTO AKATU, **Usina de triagem de material reciclável é inaugurada em São Paulo**, 2014, disponível em: <<https://www.akatu.org.br/noticia/usina-de-triagem-de-material-reciclavel-e-inaugurada-em-sao-paulo/>>, acesso em: 23/02/2020.

AL-ABDULRAZZAK, S.; JABARIN, S. A., Processing characteristics of poly(ethylene terephthalate): Hydrolytic and thermal degradation. **Polymer International** 2002, 51, 164, 2002. <https://doi.org/10.1002/pi.813>

ASTM, American Society for Testing and Materials, **ASTM D7209-06 - Standard Guide for Waste Reduction, Resource Recovery, and Use of Recycled Polymeric Materials and Products**, 2015.

AZNAR, M.P., CABALLERO, M.A., SANCHO, J.A., FRANCÉS, E. Plastic waste elimination by co-gasification with coal and biomass in fluidized bed with air in pilot plant. 2006, **Fuel Processing Technology**, 87, 409–420. <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2005.09.006>

BARUERI NA REDE, **Barueri terá incineração de lixo na aldeia**, 2018, publicado em 31/07/2018, disponível em: <<http://www.baruerinarede.com.br/barueri-tera-usina-de-incineracao-de-lixo-na-aldeia/>>; acesso em 11/12/2019.

BRASIL. Governo Federal, Constituição da República Federativa do Brasil. Brasília: Senado, 1988. Lei nº 12305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS); altera a Lei no. 9.605, de 12 de Fevereiro de 1998; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 03 Ago. 2010.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional (MDR), Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), 17°. **Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos - 2018**, 2019b.

CEMPRE - Compromisso Empresarial para a Reciclagem. **Ciclosoft 2018**. Disponível em: <http://cempre.org.br/ciclosoft/id/9>, acesso em: 02/12/2019.

CHEN, D., YIN, L., WANG, H., HE, P., Pyrolysis technologies for municipal solid waste: a review. **Waste Management**, 34, 2014, 2466–2486. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.08.004>

CINELLI, P., SCHMID, M., BUGNICOURT, E., COLTELLI, M.B., LAZZERI, A., **Recyclability of PET/WPI/PE multilayer films by removal of whey protein isolate-based coatings with enzymatic detergents**. 2016. <https://doi.org/10.3390/ma9060473>

COLTRO, L., **Relatório de reciclagem para laminados de BOPP**. CETEA, 20/01/2009, 2009, disponível em: <<https://docplayer.com.br/21489926-Simbologia-de-reciclagem-para-laminados-de-bopp-interessado-vitopel-do-brasil-ltda-rua-irma-ferraresi-s-no-votorantim-sp-cep-18110-008.html>>

CZAJCZYNSKA, D., ANGUILANO, L., GHAZAL, H., KRZYZYNSKA, R., REYNOLDS, A.J., SPENCER, N., JOUHARA, H., **Potential of pyrolysis processes in the waste management sector**. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.tsep.2017.06.003>

DIBENEDETTO, A. T.; Tailoring of interfaces in glass fiber reinforced polymer composites: a review. **Materials Science and Engineering**, A, 2001, 302, 74. [https://doi.org/10.1016/S0921-5093\(00\)01357-5](https://doi.org/10.1016/S0921-5093(00)01357-5)

DONAJ, P.J., KAMINSKY, W., BUZETO, F., YANG, W., Pyrolysis of polyolefins for increasing the yield of monomers' recovery. **Waste Management**, 32, 2012, 840–846. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.10.009>

- ECOMBES, **Light Weight Packaging Sorting Plants**. 2016, disponível em: https://www.ecombes.com/sites/default/files/archivos_estudios_idi/light-weight-packaging-sorting-plants.pdf; acesso em: 08/12/2019.
- FAKHRHOSEINI, S.M., DASTANIAN, M., Pyrolysis of LDPE, PP and PET Plastic Wastes at Different Conditions and Prediction of Products Using NRTL Activity Coefficient Model. **Arabian Journal of Chemistry**, 2013. <https://doi.org/10.1155/2013/487676>
- FORLIN, F. S. E FARIA, J. A. F., **Considerações sobre Reciclagem de embalagens plásticas, Polímeros: Ciência e Tecnologia** vol. 12, nº 1, p. 1-10, 2002. <https://doi.org/10.1590/S0104-14282002000100006>
- GRYCOVÁ B., KOUTNÍK, I., PRYSZCZ, A., KALOC. M., Application of pyrolysis process in the processing of food waste. **Polish Journal of Chemical Technology**, 18, 2016, 19–23. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.07.064>
- HANSEN, C.M. E JUST, L., Prediction of environmental stress cracking in plastics with hansen solubility parameters, 2001. **Industrial & Engineering Chemistry Research**, 40, 21e25. <https://doi.org/10.1021/ie9904955>
- HORODYTSKA ET AL.; **Plastic flexible films waste management – A state of art review**; Alicante, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.04.023>
- HWANG, I.H., KOBAYASHI, J., KAWAMOTO, K., Characterization of products obtained from pyrolysis and steam gasification of wood waste, RDF, and RPF. **Waste Manag.** 34, 2014, 402–410. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.10.009>
- JILIN, W., Recycling of waste polystyrene foam by solvent, 2011. **Plastics Science and Technology**, 38, 69–73
- JOUHARA, H., NANNOU, T.K., ANGUILANO, L., GHAZAL, H., **Spencer, N., Heat pipe based municipal waste treatment unit for home energy recovery**, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2017.02.044>
- JUNG, S.H., CHO, M.H., KANG, B.S., KIM, J.S., Pyrolysis of a fraction of waste polypropylene and polyethylene for the recovery of BTX aromatics using a fluidized bed reactor. **Fuel Process Technology**, 91, 2010, 277–284. <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2009.10.009>
- KUMAR, S. E R.K. SINGH, Recovery of hydrocarbon liquid from waste high density polyethylene. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, 28, 2011, 659–667. <https://doi.org/10.1590/S0104-66322011000400011>
- LÓPEZ, A., DE MARCO, I., CABALLERO, B.M., LARESGOITI, M.F., ADRADOS, A., TORRES, A., Pyrolysis of municipal plastic wastes: influence of raw material composition. **Waste Management**, 30, 2010, 620–627. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.10.014>
- LORA, E.E.S., ANDRADE, R.V. E ARADAS, M.E.C.; Geração elétrica em pequena escala a partir da gaseificação de biomassa, An. 5. **Enc. Energia Meio Rural**, 2004.
- MAKARICHI, L., JUTIDAMRONGPHAN, W., TECHATO, K., **The evolution of waste-to-energy incineration: A review**. Mastral 2018. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.04.088>
- MASTRAL, F., ESPERANZA, E., GARCIA P., JUSTE, M., Pyrolysis of high-density polyethylene in a fluidized bed reactor. influence of the temperature and residence time. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, 63, 2002, 1–15. [https://doi.org/10.1016/S0165-2370\(01\)00137-1](https://doi.org/10.1016/S0165-2370(01)00137-1)
- MCKINLAY, R., MORRISH, L., **A summary report on the results and findings from the REFLEX project**. Axion Consulting, 2016.
- MARCILLA, A., BELTRÁN, M.I., NAVARRO, R., Thermal and catalytic pyrolysis of polyethylene over HZSM5 and HUSY zeolites in a batch reactor under dynamic conditions. **Applied Catalysis B: Environmental**, 86, 2009, 78–86. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2008.07.026>
- MAXIQUIM. **Desempenho da indústria brasileira de embalagens plásticas flexíveis - 2017**, junho de 2018.
- MONDARDO, F.H., **Compósitos de polipropileno e farinha de madeira**. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2006. <http://hdl.handle.net/10183/27186>
- MONTE, S. J.; SUGERMAN, G.; MITTAL, K. L.; **Adhesion aspects of polymeric coatings**, ed Plenum Press: New York, 1983.
- MUHAMMAD, C., ONWUDILI, J.A., WILLIAMS, P.T., Catalytic pyrolysis of waste plastic from electrical and electronic equipment. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis** 113, 2015, 332–339. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2015.02.016>
- MUNDO DO PLÁSTICO, **Extrusora com degasagem: O que é? Por que investir?** 13/08/2018, 2018, disponível em: <https://mundodoplastico.plasticobrasil.com.br/gest-o/extrusora-com-degasagem-o-que-por-que-investir>; acesso em 08/12/2019.
- ONWUDILI, J.A., INSURA, N., WILLIAMS, P.T., Composition of products from the pyrolysis of polyethylene and polystyrene in a closed batch reactor: effects of temperature and residence time. **J. Anal. Appl. Pyrolysis** 86, 2009, 293–303. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2009.07.008>
- PFAENDNER, R.; **Plástico Industrial 2001**, 37, 26, 2001.
- PIECUCH, T., DA BROWSKI, J., Conceptual project of construction of waste incineration plant for Polczyn Zdrój (in Polish). **Ann. Set Environ. Prot.** 16 (2014) 21–38.
- POLETTI, M., **Compósitos termoplásticos com madeira - uma breve revisão**, 2017.
- PROTEGEER (Cooperação para proteção do clima na gestão dos resíduos sólidos urbanos). **Barueri terá usina de incineração de**

lixo na Aldeia, publicado em 31.07.18, última modificação em 07.08.18, disponível em: <http://protegeer.gov.br/clipping/341-barueri-tera-usina-de-incineracao-de-lixo-na-aldeia>, acesso em 11/12/2019.

SPINACÉ, M.A.S. E DE PAOLI, M.A., **A tecnologia da reciclagem de polímeros, 2005.**

Tecnoval, Ficha Técnica – **Estruturas típicas de embalagens flexíveis para alimentos**, 2019.

VELGHE, I., CARLEER, R., YPERMAN, J., SCHREURS, S., Study of the pyrolysis of municipal solid waste to produce valuable products. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, 92, 2011, 366–375. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2011.07.011>

VIANA, H.M., **Introdução para Aditivção de Materiais Poliméricos**. 02/08/2014, disponível em: <https://pt.slideshare.net/hamiltonviana/aditivao-para-polmeros-introduo>, acesso em: 24/02/2020.

ZANIN, M. E MANCINI, S.D., **Resíduos Plásticos e Reciclagem**. 2ª. Edição, 2015 – p. 11,73.

ZENG, K., MINH, D.P., GAUTHIER, D., WEISS-HORTALA, E., NZIHOU, A., FLAMANT, G., The effect of temperature and heating rate on char properties obtained from solar pyrolysis of beech wood. **Bioresource Technology**, 182, 2015, 114–119. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.01.112>

ZHAO, Y-B, LV, X-D, NI, H-G.; **Solvent-based separation and recycling of waste plastics: A review**. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.06.095>

WIDIYANNITA, A.M., CAHYONO, R.B., BUDIMAN, A., AKIYAMA, SUTIJAN, T., **Study of pyrolysis of ulin wood residues**. 2016:50004. AIP Conf. Proc. 1755, 2016. <https://doi.org/10.1063/1.4958487>

WYRZYKOWSKA-CERADINI, B., GULLETT, B.K., TABOR, D., TOUATI, A., PBDDs/Fs and PCDDs/Fs in the raw and clean flue gas during steady state and transient operation of a municipal waste combustor. **Environmental Science Technology**, 45, 2011, 5853–5860. <https://doi.org/10.1021/es200364u>

Escada da sustentabilidade: uma proposta metodológica com aplicação no Estado do Ceará

Sustainability ladder: a methodological proposal with application in the State of Ceará

- **Data de entrada:**
15/03/2021
- **Data de aprovação:**
13/05/2021

Lucas Araújo Abreu^{1*} | Claudia Coutinho Nóbrega¹ | Ana Bárbara de Araújo Nunes²

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2022.056>

ORCID ID

Abreu LA  <https://orcid.org/0000-0001-5946-4887>

Nóbrega CC  <https://orcid.org/0000-0003-3459-185X>

Nunes ABA  <https://orcid.org/0000-0001-5845-6252>

Resumo

O presente estudo tem por objetivo determinar a situação apresentada pelo Estado do Ceará e seus 184 municípios no que tange ao desenvolvimento sustentável, utilizando para isso um índice, denominado Escada da Sustentabilidade (ES). A ES é constituída por diversas etapas, que vão desde a consulta aos especialistas para definição dos indicadores de desenvolvimento sustentável até a representação gráfica dos resultados obtidos. As classes que compõem o índice são: crítico, alerta, moderado, aceitável e ideal. Os resultados mostraram que a dimensão ambiental apresenta os melhores resultados entre os municípios, enquanto o pior desempenho se deu pela dimensão econômica. No que tange ao desempenho geral dos municípios na ES, nenhum município do referido Estado se enquadra na melhor classificação (ideal), enquanto no patamar “crítico” mais de 50% das localidades estão inseridas.

Palavras-chave: Desenvolvimento Sustentável. Indicadores Ambientais. Sustentabilidade. Tomada de Decisão.

Abstract

The purpose of this study is to determine the situation presented by the State of Ceara and its 184 municipalities in terms of sustainable development, using the Sustainability Ladder index (SL). The SL is constituted by several stages. These steps range from consultation to specialists in order to define the indicators of sustainable development, to the graphic representation of the results. The classes that make up the index are critical, alert, moderate, acceptable and ideal. The results showed that the environmental dimension presents the best results among the cities, while the worst performance was with the economic dimension. With regard to the general performance of the cities in SL, no city in the said state is in the best classification (ideal), while more than 50% of the places are inserted at the “critical” level.

Keywords: Sustainable Development. Environmental Indicators. Sustainability. Decision-Making.

¹ Universidade Federal da Paraíba - João Pessoa - Paraíba - Brasil.

² Universidade Federal do Ceará - Fortaleza - Ceará - Brasil.

* **Autor correspondente:** lucasaa07@hotmail.com.

1 INTRODUÇÃO

A diminuição da qualidade ambiental associada ao crescimento econômico tem suscitado vários debates no mundo, estando esses aspectos intimamente interligados devido ao desequilíbrio do binômio consumo-produção e suas relações causais sobre o meio ambiente e a saúde humana (MELO, 2006).

O homem, desconhecendo a capacidade limitada de resiliência do meio, começa a adotar práticas cada vez mais exploratórias, acelerando o processo de degradação e aceitando como inevitáveis os danos ambientais ocasionados que, posteriormente, se tornariam um custo a ser pago pela coletividade (MALHEIROS; COUTINHO; PHILIPPI JR., 2012).

Analisando tal contexto, observa-se que a construção do bem-estar social fica centrada no progresso tecnológico e no desenvolvimento econômico, colocando em plano secundário o desenvolvimento social, o equilíbrio e proteção ambiental (SILVA, 2017).

Diante dessa conjectura, o conceito de “Desenvolvimento Sustentável” desponta, pela primeira vez, por meio do relatório intitulado “*Our Common Future*”, em 1987, que o define como: “O desenvolvimento que satisfaz as necessidades do presente sem comprometer a capacidade das gerações futuras em satisfazer suas próprias necessidades” (BRUNDTLAND, 1987).

Durante muito tempo houve um entendimento de que a ideia de desenvolvimento sustentável estava conectada à priorização da vertente ambiental, deixando em segundo plano os aspectos econômicos e sociais. No entanto, observando a necessidade de reavaliar o modelo de desenvolvimento praticado até então e em meio a inúmeros debates, é possível afirmar que a concepção de “sustentabilidade” surge como resultado de uma longa reavaliação crítica da relação entre a sociedade e o meio natural (LAYRARGUES, 2017).

Alguns estudiosos, entretanto, ressaltam que esse modelo não resiste a uma crítica séria, visto que, na linguagem política de governos e empresas, desenvolvimento equivale a crescimento econômico. Em ambas as esferas, resultados que não refletem tal situação são capazes de gerar crise, com consequente diminuição do consumo e de geração de emprego (BOFF, 2016).

Nesse caso, entende-se que desenvolvimento e sustentabilidade obedecem a lógicas que se contrapõem. O desenvolvimento é antropocêntrico, centrado no ser humano, preterindo flora, fauna e outros organismos vivos, os quais também precisam da biosfera e demandam igualmente da sustentabilidade. Já a sustentabilidade provém das ciências da vida e da ecologia, de tal forma que a ênfase se desloca para o elemento humano, cuja lógica é circular e incluyente. Representa a tendência dos ecossistemas ao equilíbrio dinâmico, à interdependência e à cooperação (BOFF, 2016).

Dessa forma, a definição de “sustentabilidade” reflete uma dualidade de força e fraqueza, pois deixam-se em aberto quais seriam as necessidades humanas atuais, e mais ainda as das gerações futuras, além de levantar questões acerca de justiça social e dos valores éticos (NASCIMENTO, 2012).

Diante desse cenário, um dos principais desafios para a construção da sustentabilidade é o de criar instrumentos que possam mensurá-la, tais como os indicadores, que têm sido utilizados em diversas metodologias por serem capazes de sintetizar a informação de caráter técnico e científico.

Os indicadores de sustentabilidade devem estabelecer relações entre as atividades antrópicas e as modificações ou impactos causados, que podem vir a comprometer negativamente ou potencializar a qualidade de vida presente e futura (MALHEIROS; COUTINHO; PHILIPPI JR., 2012).

Nesse contexto, algumas características intrínsecas aos indicadores de sustentabilidade devem

ser preservadas, de tal forma que se assegure que a realidade de determinada localidade esteja sendo traduzida. Entre as quais, podem-se citar: ser relevante politicamente; ser significativo; permitir repetir as medições de tempo; revelar tradução sintética e fiel do enfoque do estudo; ter mensurabilidade; permitir um enfoque integrado; ser de fácil interpretação; e ter uma metodologia de medição bem determinada e transparente (AMORIM; SANTOS; CÂNDIDO, 2008).

Devido à significativa relevância do tema no cenário mundial atual, vários sistemas de indicadores têm sido aplicados, como nos trabalhos realizados por Gonzalez-Garcia et al. (2018) e Rajaonson e Tanguay (2019). No Brasil, isso também vem acontecendo; no entanto, devido à escassez de dados, ou mesmo diante de sua frágil confiabilidade, o uso desses sistemas de indicadores vem se restringindo, muitas vezes, à aplicação em apenas um município ou localidade específica. Exemplo disso são os estudos elaborados por Batalhão, Teixeira e Godoi (2015) e Oliveira; Oliveira; Carniello (2015).

Em outros estudos, a abordagem do tema tem sido realizada de maneira generalista, principalmente quando se trata de unidades federativas, como remetem os estudos propostos por Pereira, Sauer e Fagundes (2015) e por Dalchiavon, Baço e Mello (2017). Nesses casos, as avaliações são feitas baseadas em valores que tentam traduzir a realidade do estado como um todo, ignorando os diferentes tipos de cenários encontrados em cada município.

Percebe-se, portanto, que há uma necessidade de dispor de procedimentos metodológicos que proporcionem uma avaliação dinâmica do desenvolvimento desses territórios, considerando a importância de todas as dimensões — ambiental, social, econômica e institucional — e a participação de atores sociais que tenham entendimento sobre as características presentes em cada localidade. Nesse sentido, a Escada da

Sustentabilidade surge como um índice capaz de reunir todas essas características citadas anteriormente, avaliando o nível de sustentabilidade dos 184 municípios cearenses.

2 OBJETIVO

O principal objetivo do trabalho é propor um índice, intitulado Escada da Sustentabilidade, para avaliar o nível de sustentabilidade de municípios, com aplicação no estado do Ceará.

3 METODOLOGIA

3.1 Área de estudo

Para aplicação da metodologia proposta pela Escada da Sustentabilidade foram escolhidos os municípios pertencentes ao estado do Ceará, visto que o referido estado carece de procedimentos metodológicos inéditos que proporcionem uma avaliação dinâmica do desenvolvimento sustentável de seus territórios. O único estudo, com mesma abrangência, proposto até então foi submetido por Silva (2017); no entanto, utilizando uma ferramenta já difundida na literatura, o Barômetro da Sustentabilidade.

O estado do Ceará é o oitavo estado mais populoso do Brasil e o segundo da Região Nordeste, com número de habitantes estimado em 9.187.103 no ano de 2020 (IBGE, 2020). Além disso, possui extensão territorial de 148.886,31 km² e é composto por 184 municípios, agrupados em quatorze regiões de planejamento (IBGE, 2020).

3.2 Construção da escada da sustentabilidade para os municípios cearenses

A Escada da Sustentabilidade (ES), proposta por esse trabalho, tem como objetivo mensurar o progresso dos municípios cearenses em direção ao desenvolvimento sustentável, de tal forma que sejam contem-

pladas as quatro principais dimensões propostas em seu escopo: ambiental, social, econômica e institu-

cional. A metodologia empregada na construção da ES compreende quatro etapas (Fig. 1).

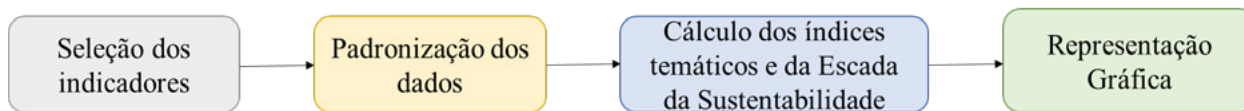


Figura 1 - Etapas Empregadas na Aplicação da Escada da Sustentabilidade para o Estado do Ceará
Fonte: Abreu. 2019.

3.3 Seleção dos indicadores para desenvolvimento da escada da sustentabilidade

A Escada da Sustentabilidade proposta neste trabalho pretende ser uma ferramenta destinada às agências governamentais e não governamentais, aos tomadores de decisão e às pessoas envolvidas com questões relativas ao desenvolvimento sustentável, quaisquer que sejam seus níveis de atuação.

Dessa forma, considerando o possível uso institucional do método, optou-se por selecionar indicadores passíveis de serem levantados em fontes de informação de dados secundários, oficiais e amplamente disponíveis, tais como: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará (IPECE), Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE), Instituto Nacional de Estudos e Pesquisas Educacionais Anísio Teixeira (INEP), Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), Mapbiomas, Secretaria da Cultura do Estado do Ceará (SECULT), Secretaria da Saúde do Estado do Ceará (SESA), Secretaria de Estado da Educação (SEDUC) e o Tribunal Regional Eleitoral (TRE).

O levantamento desses indicadores foi baseado em revisão bibliográfica, levando em consideração o conceito de sustentabilidade, ou seja, quais desses conceitos relacionam-se direta ou indiretamente com aspectos que influenciam o atendimento das necessidades atuais e futuras dos seres humanos e do meio ambiente. Além

disso, a disponibilidade de dados foi um fator de extrema relevância e agente limitante para o levantamento desses indicadores, considerando que somente foram levantados indicadores com dados suficientes para os 184 municípios do Estado supracitado.

Outro adendo deve ser feito quanto à periodicidade dos dados, que varia de acordo com a fonte. Nesse caso, o critério levado em consideração é a base de dados mais atual relativa ao determinado indicador, considerando que esses valores são os mais próximos da tradução da realidade das localidades estudadas. Ademais, é importante pontuar que os indicadores abordam tanto as populações provenientes de áreas urbanas como rurais.

Considerando o exposto anteriormente, 48 indicadores foram propostos para a mensuração da sustentabilidade dos municípios cearenses, conforme o exposto na Tabela 1, bem como a fonte de origem. O Apêndice A mostra as dimensões, temas, indicadores, fontes, descrição e bases de referência para construção da Escada da Sustentabilidade.

Após a conclusão da listagem dos indicadores, cinco (5) especialistas das mais diversas áreas ligadas à sustentabilidade foram consultados, com o objetivo de selecionar os mais relevantes para a construção da ES dentre os 48 indicadores propostos. Dentre as formações desses especialistas, podem-se citar: sociólogo – mestre e docente de instituição privada de ensino superior; jurista – doutor e docente de instituição pública de ensino superior, com atuação em conselho

nacional de meio ambiente; geógrafo – mestre e servidor de órgão de fiscalização ambiental; engenheiro – doutor e docente de instituição públi-

ca de ensino superior e biólogo – mestre e servidor do IBGE, ou seja, diferentes visões e opiniões acerca da temática foram abrangidas.

Tabela 1 - Dimensões, Temas, Indicadores e Fontes Propostos para Composição da Escada da Sustentabilidade

Dimensão	Tema	Indicadores	Fonte
Ambiental	Saneamento e Arborização	Taxa de cobertura de esgoto (%)	CAGECE, 2015
		Taxa de cobertura de coleta de lixo (%)	IBGE, 2010
		Arborização de vias públicas (%)	IBGE, 2010
		Taxa de cobertura de água (%)	CAGECE, 2015
		Volume de água tratada	IBGE, 2010
		% de cobertura vegetal natural	MapBiomas, 2017
		Concentração dos focos de calor	INPE, 2017
Social	Trabalho	Existência de coleta seletiva	SNIS, 2017
		Nível de ocupação das pessoas (%)	IBGE, 2010
		Trabalho infantil (%) (10 a 13 anos)	IBGE, 2010
Social	População	Taxa de empregos formais	IPECE, 2016
		Extrema pobreza (%)	IBGE, 2010
		Taxa de crescimento da população	IPECE, 2016
Social	Cultura	Taxa de urbanização (%)	IBGE, 2010
		Densidade demográfica	IBGE, 2010
		Bibliotecas públicas, teatros e museus	SECULT, 2015
Social	Saúde	Monumentos históricos tombados e preservados	SECULT, 2015
		Bandas de música	SECULT, 2015
		Taxa de mortalidade infantil	IPECE, 2016
		Unidades de saúde por 1000 hab.	SESA, 2015
		Imunização contra doenças infecciosas infantis (%)	SESA, 2015
		Número de médicos por 1000 hab.	SESA, 2015
		Leitos hospitalares por 1000 hab.	IPECE, 2016
Social	Educação	Óbitos fetais	IPECE, 2016
		Taxa de natalidade	IPECE, 2016
		Analfabetismo (%) (15 anos ou mais de idade)	IBGE, 2010
		IDEB (Ensino fundamental)	INEP, 2015
		Escolarização do ensino fundamental (%)	SEDUC, 2015
		Escolarização da educação infantil (%)	SEDUC, 2015
		Escolarização do ensino médio (%)	SEDUC, 2015
		Rendimento escolar ensino médio (%)	SEDUC, 2015
		Estabelecimentos de ensino com educação profissional	SEDUC, 2015
Social	Habitação	Salas de aula existentes e utilizadas	IPECE, 2016
		Estabelecimento de ensino com educação de jovens e adultos	IPECE, 2016
		Estabelecimento de ensino com educação especial	IPECE, 2016
		Densidade adequada de moradores por dormitório (%)	IBGE, 2010
		Vias públicas com urbanização adequada (%)	IBGE, 2010
Econômica	Quadro econômico	Acesso à energia elétrica (%)	IBGE, 2010
		Domicílios com paredes de alvenaria	IBGE, 2010
		Renda domiciliar per capita	IBGE, 2010
		Índice de Gini da distribuição do rendimento	IBGE, 2010
		Produto Interno Bruto- PIB per capita	IBGE, 2014
Institucional	Participação popular e informação	Valor adicionado a preços correntes	IPECE, 2016
		Movimentação financeira nas instituições	IPECE, 2016
		Participação nas eleições (%)	TRE, 2016
		Acesso a serviço de telefonia (%)	IBGE, 2010
		Acesso a serviço de internet (%)	IBGE, 2010
		Número de conselhos municipais	IPECE, 2016

Fonte: Abreu, 2019.

Aos especialistas, foi solicitado que preenchessem uma planilha em Excel que continha as seguintes instruções:

- **1ª etapa:** Avalie e atribua a cada um dos indicadores listados uma nota que expresse sua relevância para o tema “Sustentabilidade”. Essa nota deve estar compreendida entre 0 e 1, obedecendo a intervalos de 0,25, ou seja, somente podem ser atribuídas as seguintes notas: 0; 0,25; 0,50; 0,75 e 1.
- **2ª etapa:** Para cada tema (Exemplo: saneamento e arborização), a soma das notas dos indicadores deve ser igual a 1.
- **3ª etapa:** Atribua também uma nota que expresse a relevância de cada dimensão (ambiental, econômica, social e institucional) para o tema “Sustentabilidade” utilizando a escala descrita na 1ª etapa.
- **4ª etapa:** A soma das notas das dimensões também deve ser igual a 1.

Com as planilhas devidamente preenchidas, os dados coletados foram analisados e uma média aritmética das notas atribuídas pelos especialistas para cada um dos indicadores foi realizada.

Em posse desses valores, os indicadores foram submetidos a uma hierarquização, por temas, de tal forma que a sua seleção se encerrava a partir do momento em que a média aritmética acumulada chegava a 80% (0,8), valor este baseado em revisão de literatura levantada pelos autores Johnson e Wichern (1998) e Silva; Cândido e Martins (2009). A Tabela 2 mostra a hierarquização obtida para os indicadores de todas as dimensões.

Importante pontuar que a supressão de possíveis dimensões ou a opção pela não inclusão de outros indicadores para avaliação dos especialistas resulta da indisposição de dados para todos os municípios cearenses, uma vez que se preconizou a realização de um único índice, com os mesmos indicadores, para os 184 municípios.

3.4 Padronização dos dados

Após a seleção dos indicadores pelos especialistas, a próxima etapa do trabalho consiste em padronizar os dados dos 30 indicadores previamente selecionados, considerando que cada um está disponível em diferentes escalas. Exemplo disso é o indicador “Mortalidade Infantil”, que é calculado numa faixa que vai de zero a cem, enquanto “IDEB do Ensino Fundamental” tem seu cálculo atribuído a notas que variam de zero a dez. O objetivo ao padronizar os dados é abranger todos os valores atribuídos aos indicadores dentro do intervalo proposto para a ES, o qual varia entre zero e um.

A padronização foi realizada utilizando dois tipos de metodologias de cálculo, a depender da natureza do dado, que são:

- interpolação linear;
- atribuição das notas 0 ou 1.

A interpolação linear¹ foi utilizada, principalmente, para os indicadores representados por taxas percentuais.

¹ Consiste numa função em que $y = f(x)$, conhecida apenas por um conjunto finito e discreto de pontos (a,b) formados por pares de valores (x_0, y_0) e (x_1, y_1) . Os valores x_0 e x_1 representariam os limites mínimos e máximos, respectivamente, do indicador, enquanto y_0 e y_1 corresponderiam aos limites mínimos e máximos, respectivamente, da ES. O valor real do indicador (x) equivale a um dos valores que compõe um ponto (x, y) que se encontra no espaço compreendido entre os pontos “a” e “b”.

Tabela 2 - Indicadores Seleccionados para Composição da Escada da Sustentabilidade

Dimensões	Temas	Indicadores	Média	Média acumulada
Ambiental	Saneamento e arborização	Taxa de cobertura de esgoto	0,3	0,3
		Taxa de cobertura de coleta de lixo	0,25	0,55
		Arborização de vias públicas	0,2	0,75
		Taxa de cobertura de água	0,2	0,95
Social	População	Extrema pobreza	0,35	0,35
		Taxa de crescimento da população	0,3	0,65
		Taxa de urbanização	0,25	0,9
Social	Cultura	Bibliotecas públicas, teatros e museus	0,5	0,5
		Monumentos históricos tombados e preservados	0,4	0,9
Social	Trabalho	Nível de ocupação das pessoas	0,5	0,5
		Trabalho infantil	0,35	0,85
Social	Saúde	Taxa de mortalidade infantil	0,3	0,3
		Unidades de saúde por 1000 hab.	0,2	0,5
		Imunização contra doenças infecciosas infantis	0,2	0,7
		Número de médicos por 1000 hab.	0,2	0,9
Social	Educação	Analfabetismo	0,2	0,2
		IDEB (Ensino Fundamental)	0,15	0,35
		Escolarização do ensino fundamental	0,15	0,5
		Escolarização da educação infantil	0,1	0,6
		Escolarização do ensino médio	0,1	0,7
		Rendimento escolar do ensino médio	0,1	0,8
		Estabelecimentos de ensino com educação profissional	0,1	0,9
Social	Habitação	Densidade adequada de moradores por dormitório	0,35	0,35
		Vias públicas com urbanização adequada	0,3	0,65
		Acesso à energia elétrica	0,25	0,9
Econômica	Quadro econômico	Renda domiciliar per capita	0,55	0,55
		Índice de Gini da distribuição do rendimento	0,25	0,8
Institucional	Participação popular e informação	Participação nas eleições	0,35	0,35
		Acesso a serviço de telefonia	0,3	0,65
		Acesso a serviço de internet	0,2	0,85

Fonte: Abreu, 2019.

Além de ser utilizada para indicadores representados numericamente por taxas percentuais, a interpolação linear também foi empregada nos casos em que, na ausência de padrões em nível mundial, nacional ou local, foi adotado que os limites máximos e mínimos que constituiriam essa interpolação seriam provenientes de referências locais, ou seja, os melhores e piores valores encontrados dentre os 184 municípios cearenses, respectivamente.

Por fim, a metodologia de interpolação linear também foi utilizada para os indicadores relacionados ao cumprimento ou não de metas pré-estabelecidas em nível mundial, nacional ou local. É o caso do indicador “Número de Médicos”, em

que a meta preconizada pelo Ministério da Saúde (MS) é de, pelo menos, 2,5 médicos a cada mil habitantes.

Já a segunda metodologia de cálculo para padronização dos dados diz respeito à atribuição de notas zero ou um, de tal forma que os indicadores foram classificados como variáveis Dummy, que são combinações binárias (0 ou 1) criadas para representar uma variável com duas ou mais categorias. Nesses casos, foi atribuído zero para os municípios que não apresentavam o objeto descrito pelo indicador e um para os municípios que o apresentavam. Somente dois (2) indicadores se encaixaram nessa metodologia: “Monumentos

Históricos Tombados e Preservados” e “Estabelecimentos de Ensino com Educação Profissional”.

3.5 Cálculo dos índices temáticos e da escada da sustentabilidade

O procedimento para o cálculo de cada índice temático i (ambiental, social, econômico e institucional) derivou do somatório do produto de cada um dos seus indicadores pela ponderação atribuída pelos especialistas (Eq. 1).

$$IT_i = P_1 * I_1 + P_2 * I_2 + P_3 * I_3 + \dots + P_n * I_n \quad (1)$$

Em que:

IT_i = índice temático i ;

I_n = indicador n ;

P_n = peso atribuído a cada indicador ($\sum P_n = 1$).

Dessa forma, as médias aritméticas das notas atribuídas pelos especialistas foram aproveitadas para o cálculo dos pesos referentes a cada um dos indicadores. No entanto, com o corte dos indicadores inexpressivos durante a seleção, esses pesos tiveram que ser recalculados, considerando a proporcionalidade das suas respectivas participações no novo contexto.

É válido ressaltar que na dimensão social, por ser a única entre as quatro a apresentar mais de um tema, as médias recalculadas atribuídas a cada indicador, por meio das notas dos especialistas, foram divididas pelo total de temas presentes na dimensão, ou seja, 6 (trabalho, população, cultura, saúde, educação e habitação). Dessa forma, garantiu-se que o somatório final desses pesos, incluindo todos os temas, fosse igual a um, como o preconizado inicialmente pela Eq. 1. A justificativa para o uso de tal metodologia se deve ao fato de todos os temas terem igual importância na composição do Índice Social e, conseqüentemente, na Escada da Sustentabilidade.

Matematicamente, cada índice temático pode ser visto como a agregação ponderada aditiva dos seus respectivos indicadores, conforme mostra o Apêndice B.

Nesse contexto, o cálculo da ES se deu pela agregação ponderada aditiva dos seus quatro índices temáticos: ambiental, social, econômico e institucional, conforme mostra a Eq. 2.

$$ES = [(P_e * I_e) + (P_s * I_s) + (P_a * I_a) + (P_i * I_i)] / (P_e + P_s + P_a + P_i) \quad (2)$$

Em que:

I_n = índice de cada dimensão;

P_n = peso de cada índice ($\sum P_n = 1$).

O peso de cada índice temático i pode ser interpretado como a percentagem de um peso total relativo a um índice particular. O referido índice foi calculado baseado na média aritmética das notas atribuídas pelos especialistas para as dimensões, no que tange à relevância de cada uma delas para o estabelecimento do desenvolvimento sustentável.

Ressalta-se, ainda, que alguns indicadores apresentaram falta de dados pontuais em algum dos municípios, principalmente no caso do indicador Mortalidade Infantil. Nesses casos, optou-se por suprimir o indicador do cálculo da ES, redistribuindo os pesos entre os restantes.

Dessa forma, o cálculo da ES oferece informações relevantes para a definição de políticas públicas adequadas à realidade de cada município cearense, de modo que seja possível estabelecer condições favoráveis para o processo de desenvolvimento sustentável.

3.6 Apresentação dos resultados por meio de representação gráfica

uma representação gráfica do índice foi construída (Fig. 2), que consiste em uma escada composta por cinco degraus de diversas cores, de tal forma que esses degraus simbolizam o estágio

de desenvolvimento desempenhado pelos municípios. Cada um deles abrange amplitudes de intervalo diferentes, em uma escala que varia de 0 a 1. A divisão das classes foi baseada na escala adotada pelo Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDH-M) (IPEA, 2018).

A concepção dessa ilustração é de que cada município cearense (interpretado pelo boneco) esteja inserido em um dos degraus e, por meio da realização de políticas públicas eficazes e do esforço da sociedade civil como um todo, possa subir gradativamente, até atingir o patamar “ideal” de desenvolvimento sustentável.

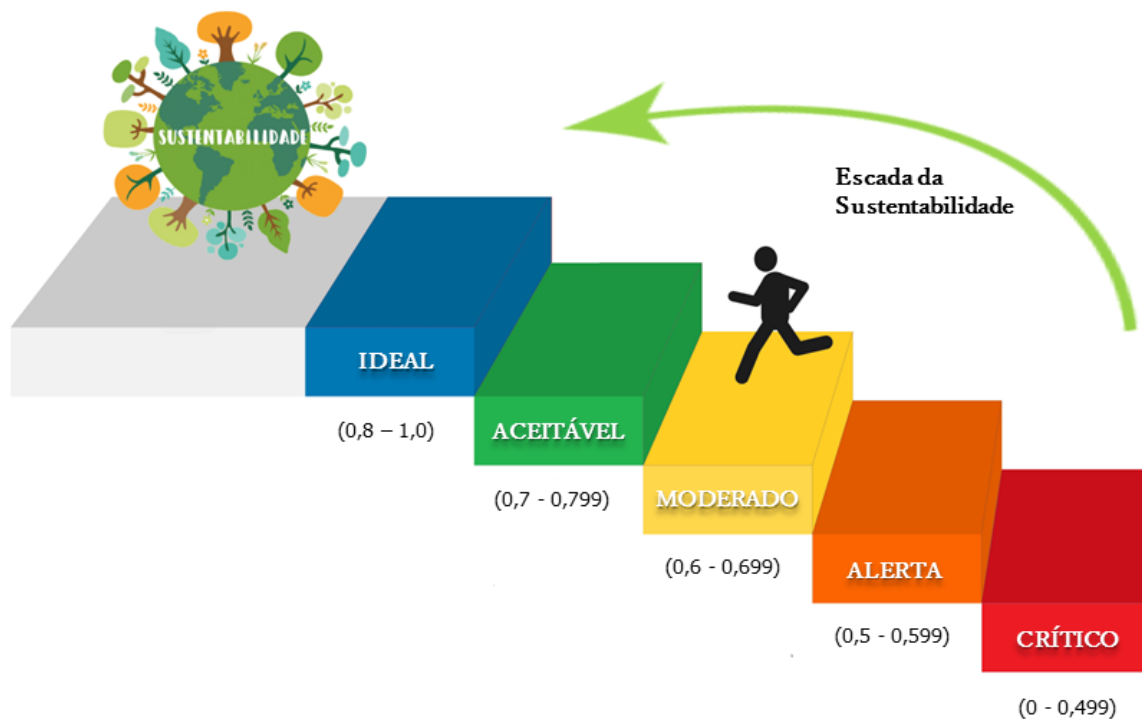


Figura 2 - Representação Gráfica da Escada da Sustentabilidade
Fonte: Abreu. 2019.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Avaliação do desempenho dos municípios

Por meio dos valores dos índices temáticos na escala da ES, pôde-se identificar os melhores e piores desempenhos dos municípios, no que tange ao seu nível de sustentabilidade, de maneira específica a cada dimensão. Nessa hierarquia, é possível verificar em que âmbitos os esforços emergenciais devem ser tomados por parte do poder público, minimizando os proble-

mas mais graves e permitindo um avanço por parte do município.

No que tange à dimensão ambiental, os municípios que apresentaram os piores desempenhos foram: Abaiara, Monsenhor Tabosa e Mulungu, todos enquadrados no degrau “crítico” da ES, enquanto os que apresentaram melhores resultados foram: Limoeiro do Norte, Guaramiranga e Sobral, estando todos inseridos no degrau “ideal” da ES.

Em Limoeiro do Norte, o Plano de Saneamento Básico municipal existe desde o ano de 2009, além de programas tais como “Meu limão, meu limoeiro”, que têm por objetivo a plantação de mudas frutíferas nas dependências das escolas municipais, bem como no canteiro central de avenidas (GOVERNO MUNICIPAL DE LIMOEIRO DO NORTE, 2009).

Na dimensão ambiental, percebe-se que a grande maioria dos indicadores selecionados pelos especialistas está relacionada aos serviços do saneamento básico, como água, esgoto e resíduos sólidos, que são considerados essenciais para a preservação da saúde pública (BRASIL, 2007). Dessa forma, para melhorar o desempenho nessa dimensão, é necessário um planejamento em longo prazo, entendendo que o poder público atuará frente ao desenvolvimento, implementação e operação das estruturas ligadas aos serviços de abastecimento e tratamento de água e esgoto, bem como de coleta de lixo, e a sociedade deverá arcar com os custos provenientes desses processos, discussão que ainda se configura como de natureza complexa no país, devido à acentuada desigualdade social.

No que diz respeito à dimensão social, os destaques negativos ficam por conta dos seguintes municípios: Graça, Amontada e Aiuaba, todos concentrados no degrau “crítico” da ES, enquanto os melhores desempenhos se deram nos municípios de Sobral, Fortaleza e Barbalha, todos enquadrados no degrau “aceitável” da ES.

Um dos aspectos importantes que justificam o bom desempenho de Sobral é a educação, já que o município deteve a melhor nota do Brasil no IDEB de 2017 no ensino fundamental, além do fato de a cidade se destacar em áreas como a saúde, onde figura entre os dez municípios mais bem colocados no *ranking* nacional sobre

qualidade da Atenção Básica (PREFEITURA DE SOBRAL, 2018).

Na dimensão social, a análise qualitativa deve ser realizada sob uma perspectiva mais ampla, tomando por base que essa dimensão contém a grande maioria dos indicadores da ES. Foladori (2002) aponta que, até os anos 2000, a questão da sustentabilidade social estava muito associada à pobreza e ao incremento populacional. Entretanto, atualmente, o conceito evoluiu com base em critérios mais modernos de empoderamento e governança. Dessa forma, com o intuito de melhorar o desempenho na dimensão social da ES, os municípios devem centralizar esforços não somente na melhoria dos aspectos relacionados aos temas, como cultura, trabalho, saúde, educação e habitação, mas contar que esse aperfeiçoamento se dará devido a uma articulação dos esforços público e social e do corporativismo privado.

Já no que tange à dimensão econômica, os piores resultados se deram pelos municípios de Granja, Miraíma e Choró, representados pelo degrau “crítico” na ES. Quanto aos melhores resultados, apenas Fortaleza apresentou resultado satisfatório, enquadrado no degrau “ideal”, considerando que os demais municípios atingiram, no máximo, o degrau “alerta” na ES. Fortaleza, segundo dados do Painel de Indicadores Socioeconômicos: os 10 maiores e os 10 Menores Municípios Cearenses – 2017 (IPEA, 2017), concentra 45% da economia do Ceará no ano de referência, o que justifica a grandiosidade do município perante os demais no que tange à dimensão econômica.

Na dimensão econômica, observa-se a grande relevância do indicador “Renda Domiciliar per Capita” para a composição deste índice temático, levando em consideração o peso relativo atribuído a ele e a pequena quantidade de indicadores presentes no tema. Segundo o IBGE (2016), o

Ceará apresentou a 6ª pior renda per capita entre todos os estados do Brasil, justificando o desempenho ruim dos municípios.

Por fim, a dimensão institucional apresentou os seguintes resultados: Itaitira, Poranga e Monseñor Tabosa obtiveram os piores desempenhos, estando todas concentradas no degrau “crítico” da ES, enquanto os municípios de Eusébio, Maracanaú e Fortaleza apresentam os melhores resultados na ES para essa dimensão, enquadradas no degrau “aceitável”.

O Índice Institucional apresenta os melhores resultados entre as quatro dimensões propostas para construção da ES. Isso ocorre pelo fato do Governo do Estado do Ceará apresentar iniciativas como o “Cinturão Digital do Ceará”- CDC, que consiste em uma ferramenta que viabiliza o acesso à *internet* de alta qualidade, proporcionando maior alcance a serviços digitais à sociedade civil. O CDC atingiu, em 2019, uma cobertura de 105 municípios e mais de 90% da população cearense. A ferramenta possibilita, ainda, a implantação de projetos tecnológicos nas áreas de telefonia, TV digital, telemedicina, educação a distância, fiscalização de cargas e segurança pública, entre outros (GOVERNO DO ESTADO DO CEARÁ, 2019).

Em números percentuais e quantitativos, observa-se que no Índice Ambiental apenas 4,9% dos municípios se enquadram no degrau “ideal”, enquanto a maioria — 46,7% — está inserida no degrau “alerta”. Há ainda uma parcela considerável de 10,3% dos municípios que apresentaram desempenho considerado “crítico” para esse índice temático, número que comprova a fragilidade das medidas ligadas ao meio ambiente adotadas pelo poder público.

No Índice Social, 17 municípios, correspondendo a 9,2% do total, enquadram-se no degrau “crí-

tico” da ES, enquanto nenhum município está inserido na faixa “ideal” de desenvolvimento, caracterizando uma situação bastante preocupante, considerando que esse índice está ligado às ações conectadas ao bem-estar social. A maioria das localidades — 67,9% — apresenta desempenho “alerta” na ES.

O Índice Econômico é o que apresenta resultados mais alarmantes. Dos 184 municípios considerados pela pesquisa, 182 — 98,9% — estão inseridos no degrau “crítico”. Apenas o município de Fortaleza apresenta desempenho enquadrado na faixa “ideal”. Analisando o peso do indicador “Renda Familiar per Capita” na composição do Índice, é possível inferir que os municípios cearenses estão apresentando resultados bastante insatisfatórios no que concerne a esse indicador, retratando um cenário de má distribuição de renda, concentrada em uma pequena parcela da população.

Ainda é possível inferir que existe uma correlação entre o Índice Econômico e os demais índices temáticos, tomando por base que famílias de baixa renda estão mais suscetíveis a ocupar locais sem infraestrutura com saneamento básico adequado, bem como tendem a ter acesso limitado a serviços de cultura, saúde, educação e habitação.

O Índice Institucional aponta dados um pouco mais homogêneos em relação ao desempenho dos municípios cearenses, pois metade está enquadrada no degrau “moderado” da ES. Destaca-se ainda a ausência de municípios inseridos na faixa “ideal” de desenvolvimento, assim como o ocorrido com o Índice Social. O Apêndice C apresenta o desempenho dos municípios cearenses por meio de mapas que utilizam as cores representativas a cada uma das faixas da ES.

4.2 Situação do desenvolvimento sustentável dos municípios do ceará por regiões de planejamento

a partir dos valores obtidos para cada um dos municípios na ES, é possível fazer uma análise do grau de desenvolvimento sustentável alcançado. Nesse sentido, a Fig. 3 mostra as condi-

ções encontradas pelos municípios cearenses no que tange ao desenvolvimento sustentável por meio de uma análise por Regiões de Planejamento, levando em consideração uma análise quantitativa, ou seja, em que o degrau da ES a maioria dos municípios pertencentes à determinada região está inserida.

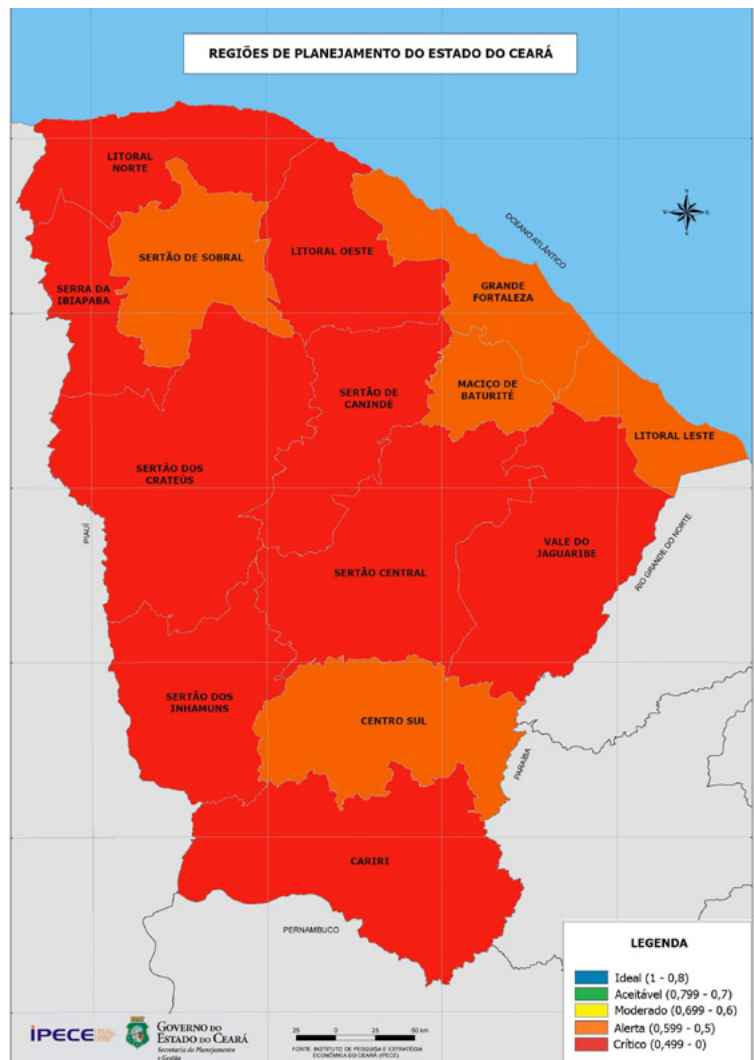


Figura 3 - Desempenho das Regiões de Planejamento na Escada da Sustentabilidade
Fonte: Abreu. 2019.

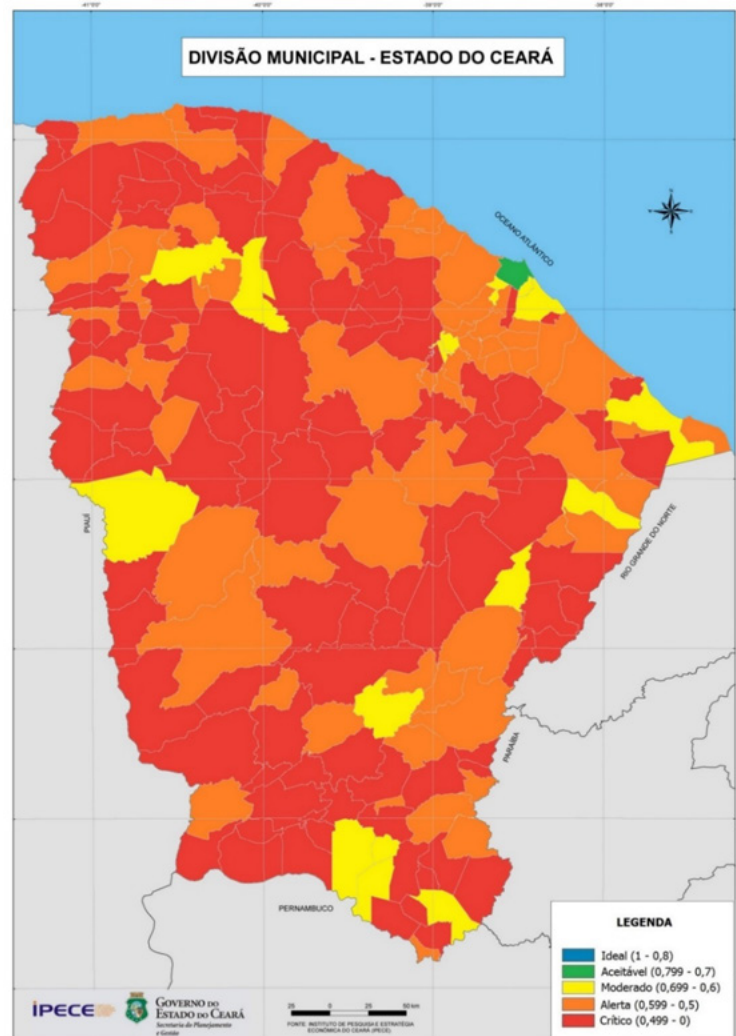


Figura 4 - Desempenho dos Municípios Cearenses na Escada da Sustentabilidade
 Fonte: Abreu. 2019.

Analisando a situação apresentada pelas quatorze Regiões de Planejamento, percebe-se que, embora muitos municípios apresentem desempenho considerado “alerta”, a grande maioria está inserida no degrau “crítico” da ES. Os piores cenários podem ser vistos nas regiões dos Inhamuns, com 80% dos municípios inseridos no degrau “crítico” da ES, e na região do Sertão de Canindé, onde mais de 83% dos municípios se encontram neste mesmo patamar.

Os cenários menos preocupantes podem ser vistos no Maciço de Baturité, em que pouco mais de 30% dos municípios estão localizados no de-

grau “crítico” da ES, bem como a região da Grande Fortaleza, onde menos de 22% se encontram nesse patamar de sustentabilidade.

Para analisar o nível de sustentabilidade apresentado pelo Estado do Ceará como um todo, utilizou-se a metodologia de avaliação quantitativa de localidades inseridas em cada uma das faixas da ES. No que tange ao valor final obtido pelos municípios na Escada da Sustentabilidade, observa-se que a maioria (103) está inserida no degrau “crítico”; sessenta e cinco (65) estão no degrau “alerta”; 15 no degrau “moderado”; e 1 no degrau “aceitável”. Destaca-se ainda a ausência

de municípios enquadrados no degrau “ideal”. A Fig. 4 mostra o desempenho final dos 184 municípios perante à aplicação da ES.

5 CONCLUSÃO

O entendimento de que homem e natureza estão em constante relação, ou seja, um modifica o outro, indica a necessidade de equilíbrio nessa associação para que haja o estabelecimento da sustentabilidade nos territórios. A partir daí surge a necessidade de mensurá-la, para que tomadores de decisão, sejam organismos internacionais/nacionais, governos, instituições acadêmicas ou pesquisadores, possam não somente avaliar o desenvolvimento, mas, também, orientá-lo numa direção mais segura para a sociedade.

Nesse sentido, a Escada da Sustentabilidade surge como um índice capaz de avaliar o desenvolvimento de municípios, com aplicação nos 184 municípios do estado do Ceará, por meio da análise de quatro dimensões: ambiental, social, econômica e institucional. Para tal, foram utilizados 30 indicadores que, selecionados por especialistas, refletem as condições humanas e ambientais que uma determinada gestão oferece à sua população. Dados reais destes indicadores foram padronizados e transpostos para a escala da Escada da Sustentabilidade e, após a realização de cálculos com ponderações, compuseram o Índice.

Os resultados obtidos provêm dados que permitem uma avaliação de desempenho de cada localidade de forma individualizada. De forma geral, pôde-se observar que o desempenho sustentável dos municípios cearenses é baixo, principalmente no que diz respeito às dimensões social e econômica, reflexo das políticas públicas ineficazes que estão sendo implantadas.

Além disso, analisando o desempenho do Estado do Ceará como um todo, observa-se que somente Fortaleza se encontra em um patamar de desenvolvimento considerado aceitável, além de nenhum município estar inserido na faixa “ideal”, reforçando a análise de que o Estado ainda se encontra em um patamar aquém do esperado. Dessa forma, espera-se que os dados produzidos e relatados possam auxiliar e prover base para eventuais tomadas de decisão quanto à direção a ser tomada rumo ao atingimento de melhores níveis de sustentabilidade no Estado do Ceará.

Apesar do rigor metodológico adotado pela proposta, torna-se essencial considerar algumas limitações, que se constituem em possibilidades de avanços em novas pesquisas. A primeira se refere ao fato de que a escolha dos indicadores ocorreu a partir do juízo de valor de um grupo relativamente pequeno de especialistas, o que pode ter interferido na escolha final dos indicadores. Além disso, considera-se que os especialistas selecionados para responder à pesquisa têm uma visão abrangente sobre o contexto de sustentabilidade no Ceará como um todo; no entanto, não detêm conhecimento mais específico sobre a realidade pertinente a cada município, o que leva à possibilidade de utilizar alguns indicadores que não tenham maior importância para a localidade pesquisada.

Para corrigir tais limitações, recomenda-se que, nas próximas aplicações da metodologia, o processo seja mais abrangente, de tal forma que mais especialistas sejam consultados para seleção dos indicadores, bem como tenham conhecimento mais aprofundado acerca da realidade de contexto encontrada em cada município pesquisado.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

7 REFERÊNCIAS

- ABREU, L. A. (2019). **Método de construção da Escada da Sustentabilidade: uma proposta metodológica para o estado do Ceará**. 166 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, CE. Disponível em: < <http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/40121>>. Acesso em: 11 set. 2020.
- AMORIM, B. P.; SANTOS, J. A.; CÂNDIDO, G. A. **Índice de Sustentabilidade municipal e as suas relações com as políticas e ações para geração do desenvolvimento sustentável: um estudo aplicado na cidade de João Pessoa- PB**. 2008. 15 p. Disponível em: <https://www.aedb.br/seget/arquivos/artigos08/553_Artigo%20SEGET.pdf>. Acesso em: 12 set. 2020.
- BATALHÃO, A. C. S.; TEIXEIRA, D.; GODOI, E. L. **Importância das Escalas de Desempenho no Tema Atmosfera na Estruturação dos Resultados do Barômetro da Sustentabilidade**. Revista Uniara, Volume 18, nº 2, dezembro de 2015. <https://doi.org/10.25061/2527-2675/ReBraM/2015.v18i2.330>
- BOFF, L. **Sustentabilidade: O que é - O que não é**. Editora Vozes, 5ª edição, 200 p. 2016.
- BRASIL. **Lei nº. 11.445 de 5 de janeiro de 2007**. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei no 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências.
- BRUNDTLAND, Gro Harlem. **Our Common Future: The World Commission on Environment and Development**. Oxford University, Oxford University Press, 1987.
- DALCHIAVON, E. C.; BAÇO, F. M. B.; MELLO, G. R. Barômetro de Sustentabilidade estadual: uma aplicação na Região Sul do Brasil. **Revista Gestão e Desenvolvimento**, v. 14, n. 1, p. 54-69, jan./jun. 2017. <https://doi.org/10.25112/rgd.v14i1.374>.
- FOLADORI, G. Avanços e limites da sustentabilidade social. **Revista Paranaense de Desenvolvimento**, Curitiba, n. 102, p.103-113, jan./jun. 2002.
- GOVERNO DO ESTADO DO CEARÁ. (2019). **Cinturão Digital do Ceará viabiliza qualidade na infraestrutura de comunicação de dados**. Disponível em: < <https://www.ceara.gov.br/2019/08/20/cinturao-digital-do-ceara-viabiliza-qualidade-na-infraestrutura-de-comunicacao-de-dados/>>. Acesso em: 25 set. 2020.
- GONZALEZ-GARCIA, S.; MANTEIGA, R.; MOREIRA, M. T.; FEIJOO, G. **Assessing the sustainability of Spanish cities considering environmental and socio-economic indicators**. Journal of Cleaner Production 178 (2018) 599-610. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.01.056>
- GOVERNO MUNICIPAL DE LIMOEIRO DO NORTE. (2009). **Plano de Saneamento Básico de Limoeiro do Norte/CE**. Disponível em: < http://www.saae-limoeiro.com.br/portal/public/arquivos/leis/planosaneamento/DIAGNOSTICO_ABASTECIMENTO-min.pdf>. Acesso em: 25 set. 2020.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. (2020). **Ceará – IBGE Cidades**. Ceará. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ce/panorama>>. Acesso em: 12 fev. 2021.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. (2016). **Pesquisa Nacional por Amstras de Domicílio Contínua**. Disponível em: < <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/multidominio/condicoes-de-vida-desigualdade-e-pobreza/17270-pnad-continua.html?=&t=downloads>>. Acesso em: 22 set. 2020.
- INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA. (2018). **O atlas**. Disponível em: < http://www.atlasbrasil.org.br/2013/pt/o_atlas/idhm/>. Acesso em: 28 set. 2020.
- JOHNSON, R. A.; WICHERN, D. W. (1998). **Applied multivariate statistical analysis**. Madison: Prentice Hall International. 816p.
- LAYRARGUES, Philippe Pomier. **Do ecodesenvolvimento ao desenvolvimento sustentável: evolução de um conceito?**, 2017. Disponível em: <[http://files.zeartur.webnode.com.br/200000038-e0ad2e2a19/LAYRARGUES Do ecodesenvolvimento ao desenvolvimento sustentável.pdf](http://files.zeartur.webnode.com.br/200000038-e0ad2e2a19/LAYRARGUES%20Do%20ecodesenvolvimento%20ao%20desenvolvimento%20sustentavel.pdf)>. Acesso em: 12 set. 2020.
- MALHEIROS, T. F.; COUTINHO, S. M. V.; PHILIPPI JR, A. **Desafios do uso de indicadores na avaliação da sustentabilidade**. Indicadores de Sustentabilidade e Gestão Ambiental, 1ª edição, p. 01-29, 2012.
- MELO, Cristiana Malfacini. **ISO 26000: Uma Análise da Elaboração da Norma Internacional de Responsabilidade Social**. 2006. 132f. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2006.
- NASCIMENTO, E. P. do; GOMES, G. C. Trajetória da sustentabilidade: do ambiental ao social, do social ao econômico. **Estudos Avançados** 26 (74), p. 51 - 64, 2012. <https://doi.org/10.1590/S0103-40142012000100005>
- OLIVEIRA, E. L.; OLIVEIRA, E. A. A. Q.; CARNIELLO, M. F. **O Barômetro da Sustentabilidade Aplicado ao Município de Taubaté-SP**. Editora Unijuí, ano 13, n. 30, abr/jun. 2015. <https://doi.org/10.21527/2237-6453.2015.30.230-264>
- PEREIRA, M. S.; SAUER, L.; FAGUNDES, M. B. B. (2015). **Mensurando a sustentabilidade local: uma proposta de índice para o Mato Grosso do Sul**. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/inter/v17n2/1518-7012-inter-17-02-0327.pdf>>. Acesso em: 13 out. 2020. <https://doi.org/10.20435/1984042X2016215>
- PREFEITURA DE SOBRAL. (2018). **Secretaria de Saúde**. Em resultado parcial, Sobral conquista décimo lugar em ranking nacional sobre qualidade da Atenção Básica. Disponível em: <<http://saude.sobral.ce.gov.br/noticias/principais/sobral-conquista-decimo-lugar-em-ranking-nacional-sobre-qualidade-da-atencao-basica>>. Acesso em: 25 set. 2020.

RAJAONSON, J.; TANGUAY, G. A. Urban Sustainability Indicators from a Regional Perspective: Lessons from the Montreal Metropolitan Area. **Soc Indic Res** (2019) 141:985–1005. <https://doi.org/10.1007/s11205-017-1823-x>

SILVA, Andressa da. **Desenvolvimento Sustentável no Ceará: Uma análise a partir da aplicação do Barômetro da Sustentabilidade**. 2017. 129 p. Dissertação (Mestrado)- Universidade Federal do

Ceará, Ceará, 2017. <http://dx.doi.org/10.15871/1517-8595/rbpa.v11n1p55-72>

SILVA, M. G.; CÂNDIDO, G. A.; MARTINS, M. F. (2009). Método de Construção do Índice de Desenvolvimento Local Sustentável: Uma Proposta Metodológica e Aplicada. **Revista Brasileira de Produtos Agroindustriais**, Campina Grande, v. 11, n.1, p. 55-72.

APÊNDICE

Apêndice A - Dimensões, temas, indicadores, fontes, descrição e bases de referência para construção da Escada da Sustentabilidade

Dimensões	Temas	Indicadores	Fonte	Descrição e bases de referência
Ambiental	Saneamento e arborização	Taxa de cobertura de esgoto (%)	CAGECE, 2015	Percentual da população atendida domiciliarmente por rede de coleta de esgoto operado pela Companhia de Água e Esgoto do Ceará-CAGECE no ano considerado. Por se tratar de um serviço essencial, o ideal a ser considerado é uma cobertura de 100% (OMS).
		Taxa de cobertura de coleta de lixo (%)	IBGE, 2010	Percentual da população atendida domiciliarmente, direta ou indiretamente, por serviço regular de coleta de lixo, em determinado espaço geográfico, no ano considerado. O ideal é 100% de cobertura (OMS).
		Arborização de vias públicas (%)	IBGE, 2010	Refere-se à presença de árvores na face ou na face confrontante ou no canteiro central, ao longo da calçada/passeio e/ou em canteiro que divida pistas de um mesmo logradouro, mesmo que apenas em parte. Considerou-se também a arborização quando existente em logradouros sem pavimentação e/ou sem calçada/passeio.
		Taxa de cobertura de água (%)	CAGECE, 2015	Razão entre da população atendida pela CAGECE domiciliarmente por serviço regular de abastecimento de água e a população total, no ano considerado. O ideal é 100% de cobertura (OMS).
		Volume de água tratada	IBGE, 2010	Percentual do volume de água tratada distribuída para a população em relação ao volume total de água disponível, por dia. O ideal é que toda água distribuída seja tratada.
		% de cobertura vegetal natural	MapBiomas, 2017	Corresponde ao percentual da área do território que é coberta por vegetação natural. As florestas plantadas (Eucalipto e Pinus) não estão incluídas
		Concentração dos focos de calor	INPE, 2017	Corresponde à participação do território no total de queimadas do Brasil
Social	Trabalho	Nível de ocupação das pessoas (%)	IBGE, 2010	É o percentual de pessoas na força de trabalho na semana de referência em relação às pessoas em idade de trabalhar.
		Trabalho infantil (%) (10 a 13 anos)	IBGE, 2010	É toda forma de trabalho exercido por crianças e adolescentes abaixo da idade mínima legal permitida para o trabalho, que no Brasil é de 14 anos. A meta era eliminar as piores formas de trabalho infantil até 2015 e de erradicar a totalidade do trabalho infantil até 2020 (OIT). Na interpolação linear, foi considerado como limite superior o valor atribuído ao município de Umari, com 1,1 %, e como limite inferior o valor atribuído ao município de Deputado Irapuan Pinheiro, com 21,6%.
		Taxa de empregos formais	IPECE, 2016	Número de empregos formais em relação à quantidade de pessoas em idade de trabalhar residentes no município.
Social	População	Extrema pobreza (%)	IBGE, 2010	População com rendimento domiciliar per capita mensal de até R\$ 70,00 (MDS). A situação ideal é erradicar a extrema pobreza (ODM).
		Taxa de crescimento da população	IPECE, 2016	Taxa média geométrica de incremento anual da população residente, considerando o período entre os anos de 2005 e 2011. Utilizou-se como limites superior e inferior os valores atribuídos aos municípios cearenses com menor e maior taxa de crescimento populacional, respectivamente. São eles: Guaramiranga, com -32,1%, e General Sampaio, com 42,8%.

continua...

Apêndice A – Continuação...

Dimensões	Temas	Indicadores	Fonte	Descrição e bases de referência
Social	População	Taxa de urbanização (%)	IBGE, 2010	Porcentagem da população urbana em relação à população total de uma dada região. Considerou-se que é no ambiente urbano onde se concentram as oportunidades de emprego, moradia, acesso ao saneamento básico e educação de qualidade, entre outros serviços.
		Densidade demográfica	IBGE, 2010	É a medida expressada pela relação entre a população e a superfície do território.
Social	Cultura	Bibliotecas públicas, teatros e museus	SECULT, 2015	Quantidade de bibliotecas públicas municipais, teatros e museus, por municípios. Utilizou-se como referência os parâmetros estabelecidos pelo Ministério da Cultura, o qual estipulou: para população de até 10.000 habitantes, mínimo de 01; entre 10.000 e 20.000 habitantes, mínimo de 02; entre 20.000 e 100.000 habitantes, mínimo de 03; acima de 100.000 habitantes, mínimo de 04. Essas quantidades dizem respeito às três modalidades, ou seja, englobam tanto bibliotecas, como teatros e museus. Para esse indicador, utilizou-se a metodologia de interpolação linear.
		Monumentos históricos tombados e preservados	SECULT, 2015	Quantidade de bibliotecas públicas municipais, teatros e museus, por municípios. Atribuiu-se nota zero para os municípios com ausência de monumentos históricos tombados e um para os municípios com presença de monumentos históricos tombados e/ou preservados.
		Bandas de música	SECULT, 2015	Quantidade de bandas de música locais por município.
Social	Saúde	Taxa de mortalidade infantil	IPECE, 2016	É o número de óbitos de menores de 1 ano de idade em relação a 1 000 nascidos vivos referente ao ano de 2015. Utilizou-se na interpolação linear como limites superior e inferior os valores atribuídos aos municípios cearenses com menor e maior taxa de mortalidade infantil respectivamente. São eles Araripe, com 2,9, e Ererê, com 71,4.
		Unidades de saúde por 1000 hab.	SESA, 2015	Quantitativo de unidades de saúde a cada mil habitantes. Ideal acima de 2,2 (MS). A metodologia de cálculo empregada foi interpolação linear.
		Imunização contra doenças infecciosas infantis (%)	SESA, 2015	Imunização em menores de um ano de idade. A imunização abrangeu as seguintes vacinas: BCG, Poliomielite, Pentavalente e Rotavírus-Vorh.
		Número de médicos por 1000 hab.	SESA, 2015	Preconiza-se 2,5 médicos para cada mil hab. (MS). Considerou-se Barbalha como limite superior para construção do índice, com valor de 6,15 médicos para cada 1000 habitantes. A metodologia de cálculo empregada foi interpolação linear.
		Leitos hospitalares por 1000 hab.	IPECE, 2016	Quantitativo de leitos hospitalares a cada mil habitantes.
		Óbitos fetais	IPECE, 2016	Quantitativo de óbitos fetais a cada mil habitantes.
		Taxa de natalidade	IPECE, 2016	A taxa de natalidades de uma região é o número de nascimentos por 1000 habitantes (nesta região) em um ano.
Social	Educação	Analfabetismo (%) (15 anos ou mais de idade)	IBGE, 2010	Segundo a ONU 100% da população deve ser alfabetizada.
		IDEB (Ensino fundamental)	INEP, 2015	É o principal indicador da qualidade do ensino básico. Em uma escala de 0 a 10, sintetiza dois conceitos, a aprovação escolar e o aprendizado em português e matemática (MEC). No cálculo do índice, levou-se em consideração a média aritmética entre as notas do IDEB das séries iniciais e finais do ensino fundamental da rede pública de ensino. Para esse indicador foi utilizada a metodologia de interpolação linear.
		Escolarização do ensino fundamental (%)	SEDUC, 2015	Razão entre o número de matrículas de alunos com idade prevista para estar cursando determinada etapa de ensino e a população total na mesma faixa etária. No ensino fundamental, espera-se que haja 100% de escolarização em 2024 (PNE 2011-2020).
		Escolarização da educação infantil (%)	SEDUC, 2015	Razão entre o número de matrículas de alunos com idade prevista para estar cursando determinada etapa de ensino e a população total na mesma faixa etária. A meta era universalizar, até 2016, a Educação Infantil na pré-escola para as crianças de 4 a 5 anos de idade. Considerou-se Guarimiranga como limite superior de escolarização da educação infantil, com valor numericamente igual a 1,102.

continua...

Apêndice A - Continuação...

Dimensões	Temas	Indicadores	Fonte	Descrição e bases de referência
Social	Educação	Escolarização do ensino médio (%)	SEDUC, 2015	Razão entre o número de matrículas de alunos com idade prevista para estar cursando determinada etapa de ensino e a população total na mesma faixa etária. A meta estabelecida até 2016 foi de 85% para o ensino médio.
		Rendimento escolar ensino médio (%)	SEDUC, 2015	Taxa de rendimento escolar dos alunos que cursam o ensino médio. Três fatores são levados em consideração para composição do índice: taxa de aprovação, taxa de reprovação e taxa de abandono escolar.
		Estabelecimentos de ensino com educação profissional	SEDUC, 2015	Quantitativo de estabelecimentos de ensino com educação profissionalizante. Atribuiu-se nota zero para os municípios com ausência de estabelecimentos de ensino com educação profissionalizante e um para os municípios com presença de estabelecimentos de ensino com educação profissionalizante.
		Salas de aula existentes e utilizadas	IPECE, 2016	Quantitativo de salas de aula existentes e utilizadas a cada 50 estudantes.
		Estabelecimento de ensino com educação de jovens e adultos	IPECE, 2016	Quantitativo de estabelecimentos de ensino com educação de jovens e adultos.
		Estabelecimento de ensino com educação especial	IPECE, 2016	Quantitativo de estabelecimentos de ensino com educação especial a cada 1000 estudantes.
Social	Habitação	Densidade adequada de moradores por dormitório (%)	IBGE, 2010	São considerados adequados para moradia os domicílios que têm, ao mesmo tempo, abastecimento de água por rede geral, esgotamento sanitário por rede coletora ou fossa séptica, coleta de lixo direta ou indireta e até dois moradores por dormitório.
		Vias públicas com urbanização adequada (%)	IBGE, 2010	Refere-se à presença de bueiro, calçada, pavimentação e meio-fio nas vias públicas na face ou na sua face confrontante dos domicílios.
		Acesso à energia elétrica (%)	IBGE, 2010	Percentual da população que tem acesso à energia elétrica domiciliarmente no ano considerado. Entre os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável está o de assegurar o acesso confiável, sustentável, moderno e a preço acessível à energia para 100% da população (ONU/ODS).
		Domicílios com paredes de alvenaria	IBGE, 2010	Percentual da população que reside em casas com paredes em alvenaria.
Econômica	Quadro econômico	Renda domiciliar per capita	IBGE, 2010	Valor do rendimento nominal médio mensal per capita dos domicílios particulares permanentes. Na interpolação linear, considerou-se o valor atribuído a Fortaleza como limite superior de renda domiciliar per capita, com valor de R\$ 994,29, e o valor atribuído ao município de Moraújo como limite inferior, com R\$ 218,54.
		Índice de Gini da distribuição do rendimento	IBGE, 2010	Mede o grau de desigualdade existente na distribuição de renda de um local. Seu valor varia de zero (não há desigualdade) a um (desigualdade máxima). Para esse indicador, foi utilizada a metodologia de interpolação linear.
		Produto Interno Bruto- PIB per capita	IBGE, 2014	O PIB per capita de cada município é estimado pela razão entre o valor do PIB e sua população. O ranking utilizado não só considerou a soma das riquezas produzidas no país pela população, como também a pela paridade de poder de compra (PPP), o que significa que leva em conta os custos reais dos serviços e a inflação nos países.
		Valor adicionado a preços correntes	IPECE, 2016	Valor adicionado bruto a preços correntes somando todos os setores- agropecuária, indústria, serviços, administração, saúde, educação e seguridade social.
		Movimentação financeira nas instituições	IPECE, 2016	Movimentação financeira das instituições sob a supervisão do Banco Central.
Institucional	Participação popular e informação	Participação nas eleições (%)	TRE, 2016	Taxa percentual de eleitores que não se abstiveram do voto nas Eleições de 2016, referentes ao 1º turno.
		Acesso a serviço de telefonia (%)	IBGE, 2010	Quantitativo percentual da população que tem acesso a serviço de telefonia móvel em relação à população total do município.
		Acesso a serviço de internet (%)	IBGE, 2010	Quantitativo percentual da população que tem acesso a serviço de internet, em microcomputador, em relação à população total do município.
		Número de conselhos municipais	IPECE, 2016	Quantitativo de conselhos municipais presentes no município com atuação nos seguintes segmentos: assistência social, educação, saúde, combate às drogas, entre outros.

Fonte: Abreu, 2019.

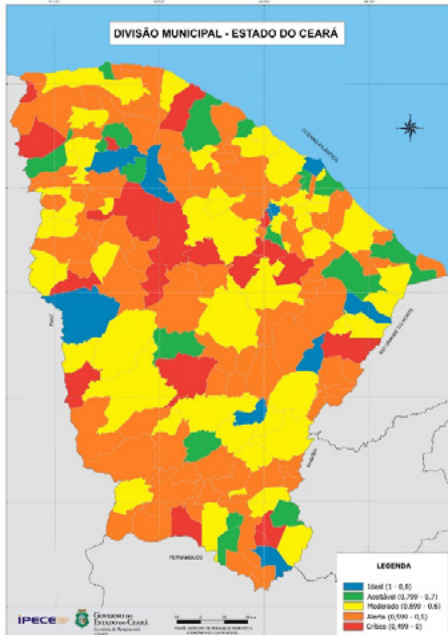
Apêndice B - Cálculo dos pesos correspondentes aos indicadores selecionados de cada índice temático

Dimensões	Temas	Indicadores	Média	Média acumulada
Ambiental	Saneamento e Arborização	Taxa de cobertura de esgoto	0,3	0,3/0,95= 0,3158
		Taxa de cobertura de coleta de lixo	0,25	0,25/0,95= 0,2632
		Arborização de vias públicas	0,2	0,2/0,95= 0,2105
		Taxa de cobertura de água	0,2	0,2/0,95= 0,2105
Social	População	Extrema pobreza	0,35	0,35/0,9= 0,3889
		Taxa de crescimento da população	0,3	0,3/0,9= 0,3333
		Taxa de urbanização	0,25	0,25/0,9= 0,2778
Social	Cultura	Bibliotecas públicas, teatros e museus	0,5	0,5/0,9= 0,5556
		Monumentos históricos tombados e preservados	0,4	0,4/0,9= 0,4444
Social	Trabalho	Nível de ocupação das pessoas	0,5	0,5/0,85= 0,5882
		Trabalho infantil	0,35	0,35/0,85= 0,4118
Social	Saúde	Taxa de mortalidade infantil	0,3	0,3/0,9= 0,3333
		Unidades de saúde por 1000 hab.	0,2	0,2/0,9= 0,2222
		Imunização contra doenças infecciosas infantis	0,2	0,2/0,9= 0,2222
		Número de médicos por 1000 hab.	0,2	0,2/0,9= 0,2222
Social	Educação	Analfabetismo	0,2	0,2/0,9= 0,2222
		IDEB (Ensino Fundamental)	0,15	0,15/0,9= 0,1667
		Escolarização do ensino fundamental	0,15	0,15/0,9= 0,1667
		Escolarização da educação infantil	0,1	0,1/0,9= 0,1111
		Escolarização do ensino médio	0,1	0,1/0,9= 0,1111
		Rendimento escolar do ensino médio	0,1	0,1/0,9= 0,1111
		Estabelecimentos de ensino com educação profissional	0,1	0,1/0,9= 0,1111
Social	Habitação	Densidade adequada de moradores por dormitório	0,35	0,35/0,9= 0,3889
		Vias públicas com urbanização adequada	0,3	0,3/0,9= 0,3333
		Acesso à energia elétrica	0,25	0,25/0,9= 0,2778
Econômica	Quadro econômico	Renda domiciliar per capita	0,55	0,55/0,8= 0,6875
		Índice de Gini da distribuição do rendimento	0,25	0,25/0,8= 0,3125
Institucional	Participação popular e informação	Participação nas eleições	0,35	0,35/0,85= 0,4118
		Acesso a serviço de telefonia	0,3	0,3/0,85= 0,3529
		Acesso a serviço de internet	0,2	0,2/0,85= 0,2353

Fonte: Abreu, 2019.

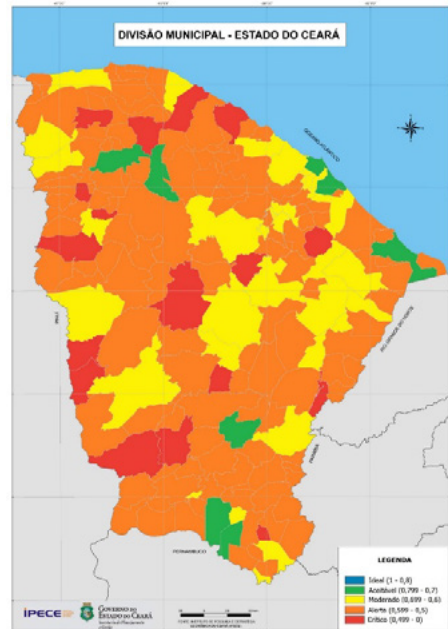
Apêndice C - Mapas de desempenho dos municípios do Ceará na Escada da Sustentabilidade, por dimensões

Dimensão Ambiental



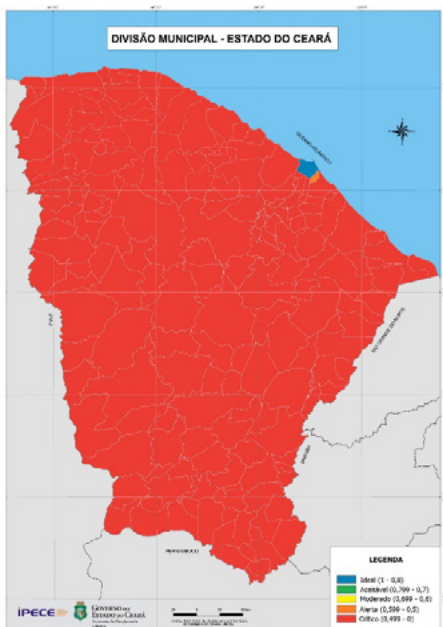
Fonte: Abreu, 2019.

Dimensão Social



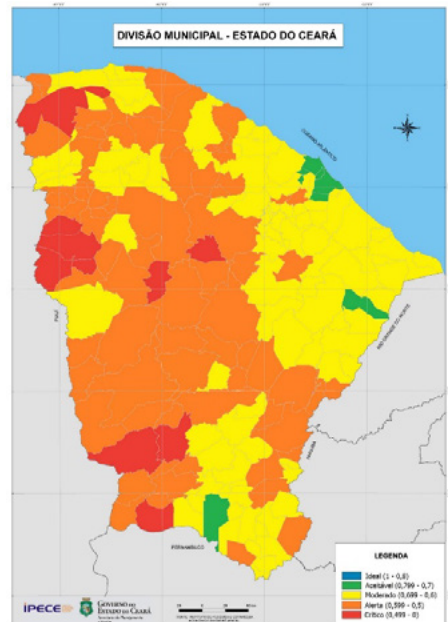
Fonte: Abreu, 2019.

Dimensão Econômica



Fonte: Abreu, 2019.

Dimensão Institucional



Fonte: Abreu, 2019.

Estimativa do volume do reservatório de detenção por sub-bacia hidrográfica – Teresina, Piauí

Estimated volume of the detention reservoir by hydrographic sub-basin – Teresina, Piauí

- **Data de entrada:**
24/04/2021
- **Data de aprovação:**
20/05/2021

Cristiane Barbosa Monteiro^{1*} | Carlos Ernando da Silva¹ | Alessandro de Araújo Bezerra¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2022.057>

ORCID ID

Monteiro CB  <https://orcid.org/0000-0002-6496-5210>

Silva CE  <https://orcid.org/0000-0001-5653-0359>

Bezerra AA  <https://orcid.org/0000-0002-9243-0731>

Resumo

O uso de reservatórios de detenção tem sido uma das opções adotadas para mitigar os impactos da urbanização sobre o sistema de drenagem urbana. Seu dimensionamento, geralmente, é baseado em uma única equação empírica, em função da área impermeável, desenvolvida a partir da média das características de diferentes bacias hidrográficas. O presente trabalho traz equações que estimam o volume do reservatório de detenção na cidade de Teresina-PI, incorporando, além da área impermeável, a largura específica, a declividade e o CN para cada uma das 70 sub-bacias hidrográficas urbanas. Os resultados indicam que a heterogeneidade entre as características das bacias influencia diretamente no volume requerido ao reservatório. O volume estimado a partir da equação vigente na legislação municipal resulta em valores superestimados, tornando a execução do reservatório mais onerosa e dificultando sua aplicabilidade, demonstrando-se, desse modo, a necessidade de readaptação da mesma.

Palavras-chave: Drenagem Urbana. Reservatório de detenção. Características da bacia.

Abstract

The use of detention reservoirs has been one of the options adopted to mitigate the impacts of urbanization on the urban drainage system. Its dimensioning, generally, is based on a single empirical equation, in function of the impermeable area, developed from the average of the characteristics of different hydrographic basins. The present work presents equations that estimate the volume of the detention reservoir in the city of Teresina-PI, incorporating, in addition to the impermeable area, the specific width, slope and CN for each of the 70 urban hydrographic sub-basins. The results indicate that the heterogeneity between the characteristics of the basins directly influences the volume required for the reservoir. The estimated volume based on the equation in force in the municipal legislation results in overestimated values, making the execution of the reservoir more costly and hindering its applicability, thus demonstrating the need for its readaptation..

Keywords: Urban drainage. Detention reservoir. Basin characteristics.

¹ Universidade Federal do Piauí – Teresina – Piauí – Brasil.

* **Autora correspondente:** cristiane.bmonteiro@hotmail.com.

1 INTRODUÇÃO

O processo de urbanização pelo qual as cidades têm passado está afetando diretamente diversos ciclos naturais do ambiente, dentre eles, o hidrológico. A substituição de ambientes naturais e seminaturais por impermeabilizados tem afetado bruscamente as etapas de infiltração e escoamento superficial (ARAGÃO et al., 2017; SILVA; GOUVEIA, 2017). Essa mudança ocasiona o aumento do número de registros de alagamentos, enxurradas e inundações urbanas que trazem consequências econômicas, sociais e ambientais para a população (LONDE et al., 2015; SANTOS et al., 2017). A abordagem integrada entre o planejamento do espaço urbano e o manejo sustentável das águas pluviais tem sido adotada para mitigar e/ou evitar as consequências desses eventos na sociedade (BATTENMARCOS et al., 2018).

Os reservatórios de retenção são estruturas hidráulicas que incorporam o conceito de sustentabilidade ambiental no processo de crescimento urbano, atuando como medida de controle na fonte. Essas estruturas estão presentes na concepção da drenagem urbana de países como Estados Unidos, Austrália e Reino Unido (TUCCI, 2014) e em diversas cidades brasileiras (PORTO ALEGRE, 2014; RECIFE, 2015; SÃO PAULO, 2007; VITÓRIA, 2018). É comum que sejam fornecidas equações simplificadas que facilitem a estimativa do volume a ser reservado, mas nota-se que poucas variáveis referentes às bacias hidrográficas estão incorporadas nesses modelos e que os mesmos são aplicados para toda a cidade – não se consideram as características do local onde será implantado o reservatório.

A lei nº 4.724/2015 de Teresina-Piauí, (TERESINA, 2015) estabelece a estimativa do volume do reservatório por meio de uma equação empírica que foi ajustada considerando a média das características das diferentes sub-bacias e informações hidrológicas local, sendo expressa

em função da área impermeável do empreendimento. Nos estudos de Barros, Neves e Henrique (2016), Faria, Barbassa e Silveira (2014) e Garcia e Paiva (2006) demonstrou-se como as variáveis relacionadas à bacia interferiam no volume escoado superficialmente e, conseqüentemente, no volume a ser reservado, destacando a área impermeável como a mais influente, mas também realçando a importância da largura da bacia, da declividade, do parâmetro de infiltração e do coeficiente de Manning.

No presente trabalho se propõem equações que estimam o volume do reservatório de retenção para cada sub-bacia urbana de Teresina, incorporando nestas as principais variáveis da bacia hidrográfica que influenciam no volume desse dispositivo hidráulico, além de comparar os volumes encontrados com os calculados conforme a legislação vigente.

2 METODOLOGIA

A cidade de Teresina localiza-se no Centro-Norte do Estado do Piauí com coordenadas geográficas 05°05'21''S e 42°48'07''W e tem uma área total de cerca de 1.391,05 km² (IBGE, 2018). No território urbano, tem-se a presença do Rio Parnaíba e seu principal afluente, o Poti, que dão origem às três macrobacias principais, sendo estas: Parnaíba – P, Poti Esquerda – PE e Poti Direita – PD, que, subdivididas, totalizam 70 sub-bacias (TERESINA, 2012). Na Fig. 1 ilustra-se a localização da cidade de Teresina com a presença das respectivas macrobacias da zona urbana.

Para a elaboração das equações, foi necessário realizar o levantamento das características das sub-bacias urbanas de Teresina, calcular volumes para o reservatório de retenção conforme a mudança nos valores dessas características e estruturar uma equação geral que envolvesse

todas as características e suas respectivas influências no volume.

A caracterização feita para as sub-bacias considerou o valor de CN, largura (obtida pela divisão da área da bacia pelo maior comprimento da mesma), declividade média e área impermeabilizada. O levantamento foi realizado a partir das informações do Plano Diretor de Drenagem

Urbana – PDDrU da cidade (TERESINA, 2012) e do software QGIS, utilizando-se do arquivo de dados cartográficos (vetor) fornecido no site da Secretaria Municipal de Desenvolvimento Urbano e Habitação – SEMDUH relativo à delimitação das sub-bacias de Teresina e da imagem de satélite (raster) referente à declividade da região obtida no site Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE.

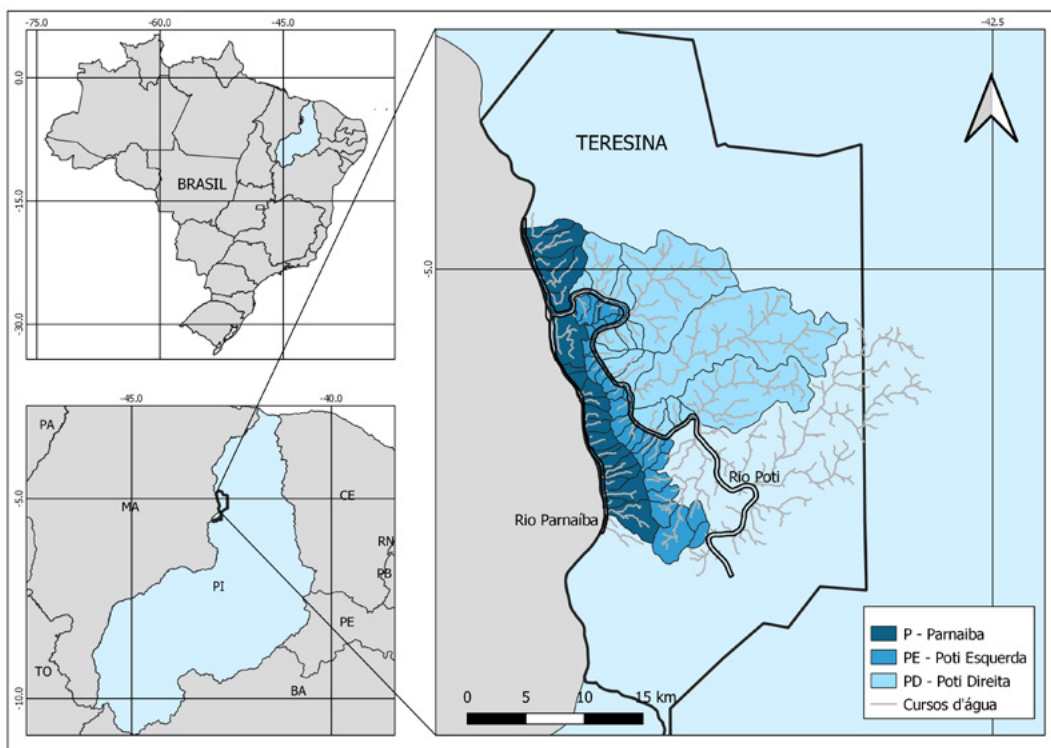


Figura 1 - Mapa de localização da cidade de Teresina e suas respectivas macrobacias urbanas.

Fonte: Autores (2021)

Utilizou-se o software Storm Water Management Model – SWMM, programa de modelagem hidráulica e hidrológica que simula processos hidrológicos em bacias hidrográficas e é utilizado por diversos autores em questões relacionadas à drenagem urbana (GIRÃO et al., 2017; LENHS, 2012; LI; DUAN; YAN, 2015; YAZDI, 2018). Simu-

lou-se o volume do reservatório de retenção considerando os níveis de variação das características das sub-bacias da cidade, conforme a Tabela 1, e adotou-se como vazão de saída do reservatório a máxima permitida na legislação municipal, no valor de 52,1 L.s⁻¹.ha⁻¹ (TERESINA, 2015).

Tabela 1 - Valores das características da bacia que foram variados para determinação do volume do reservatório de detenção.

Variável	Valores extremos	Intervalo da variação
CN	60 a 100	10 em 10
Largura (m)	300 a 3000	300 em 300
Declividade (%)	2 a 12	1 em 1
Área impermeável (%)	10 a 100	10 em 10

Fonte: Autores (2021)

Adotou-se uma equação padrão do tipo polinomial de terceiro grau para o cálculo do volume em função das quatro variáveis. Os coeficientes da equação foram ajustados ao arquivo base, que contém a variação das características das bacias e seus respectivos valores de volume, por meio de uma análise de regressão não linear multivariada, utilizando-se o software estatístico R.

Considerando a estrutura da equação para a estimativa do volume do reservatório de detenção estabelecida na legislação da cidade de Teresina (TERESINA, 2015), Eq. 1, a equação para cada sub-bacia urbana foi explicitada em função da área impermeável após a substituição dos valores das demais características morfológicas e de ocupação do solo.

$$V_u = 5,33 \cdot A_{imp} \quad (1)$$

Em que: V_u é o volume por unidade de área em $m^3 \cdot ha^{-1}$ e A_{imp} é a área impermeável em %.

A estrutura semelhante entre as equações propostas e a estabelecida na legislação permitiu uma comparação entre as metodologias, possibilitando uma análise da relação custo/segurança entre ambas. A segurança é relativa à garantia da não transferência dos impactos do empreendimento particular para a rede pública de drenagem, uma vez que o reservatório será dimensionado para suportar todo o volume precipitado sobre aquela área, liberando apenas a vazão máxima estabelecida na legislação.

3 RESULTADOS

Os valores das características entre as sub-bacias mostram-se heterogêneas entre si, o que influenciou no volume a ser armazenado pelo reservatório. Na Fig. 2 são apresentados os mapas que representam os valores médios de CN, área impermeável, largura e declividade de cada sub-bacia urbana de Teresina.

Os maiores valores relacionados ao CN estiveram associados aos locais de maior urbanização da cidade, combinados ao solo hidrológico do tipo D, e os menores ocorreram onde havia poucas edificações e o solo era tipo B. As maiores percentagens de áreas urbanizadas concentravam-se na região central da cidade, onde estão localizados os núcleos comerciais e universidades. A declividade e a largura das sub-bacias oscilaram, respectivamente, entre 2,73 e 11,33% e entre 186,99 e 5391,81 metros.

A percentagem de área impermeável foi a característica que teve maior correlação com o volume, pois está associada diretamente ao escoamento superficial; quanto mais impermeável é o terreno, mais água deixa de infiltrar e passa a escoar, gerando um maior volume a ser armazenado. A segunda característica que mais influenciou no volume foi a largura, pois tende a estar relacionada com o tempo de concentração; considera-se que, para uma mesma área, quanto maior é essa largura, menor o comprimento do rio principal e menor vai ser o tempo que a água levará para chegar ao exutório, acarretando um maior acúmulo de água no mesmo. A terceira foi a declividade, pois o aumento de seus valores concede maiores velocidades ao escoamento, fazendo com que a água chegue mais rapidamente às redes de drenagem, podendo sobrecarregá-las. E a característica que menos influenciou no volume do reservatório foi o CN.

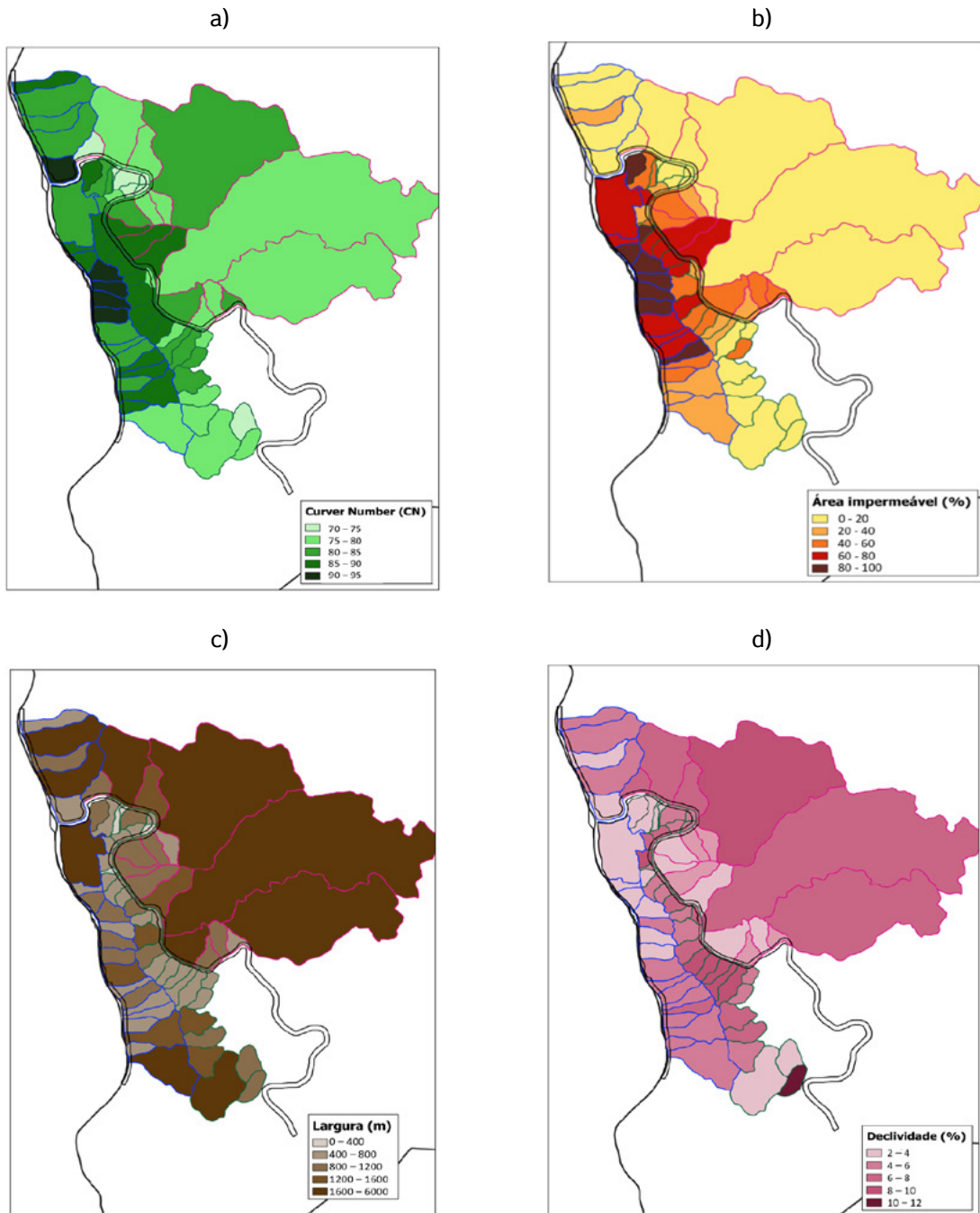


Figura 2 - Valores médios para as sub-bacias urbanas de Teresina para: a) CN; b) área impermeável; c) largura; d) declividade.

Fonte: Autores (2021)

Na Fig. 3 tem-se o gráfico com a correlação obtida pela da variação das características das ba-

cias e o volume do reservatório; sua elaboração foi possível após 12.000 simulações no SWMM.

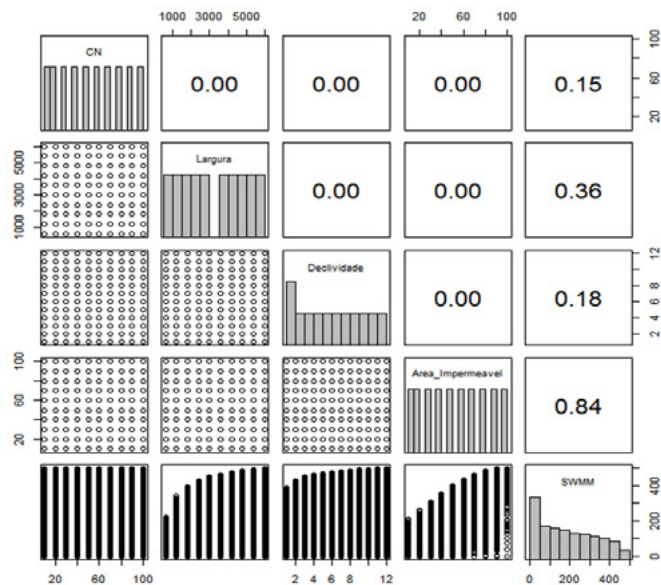


Figura 3 - Correlação entre as características das bacias e o volume do reservatório obtido pelo SWMM.
 Fonte: Autores (2021)

Nota-se que, de forma geral, a influência no volume a ser amortecido pelo reservatório é mais sensível à parcela que deixa de infiltrar e escoar superficialmente do que pelo fato de a água chegar com maior rapidez ao exutório.

Percebeu-se durante as variações que, quando a área impermeável era de 100%, o CN não exercia influência no valor do volume; quando ela apresentava valores de medianos a baixos, o CN passava a interferir no volume, principalmente quando se tinha valores acima de 70. A largura e a declividade apresentaram comportamento semelhante entre si em relação ao volume, mas a primeira possuiu maior influência, conforme nota-se na Fig. 4, em que os maiores valores de volume estão associados às maiores larguras. Como o volume proposto em Teresina (2015) depende apenas da área impermeável, os valores encontrados foram constantes para as situações consideradas.

A equação geral desenvolvida teve um total de 105 termos, o coeficiente de determinação da equação foi de 0,99, não houve multicolinearidade entre as variáveis e os resíduos apresentaram distribuição normal.

Aplicando a equação nos 2750 dados que compreendem os valores das sub-bacias de Teresina, cerca de 90% dos dados tiveram discrepância inferior a 10% do estimado pelo SWMM. Excluindo os dados com 10% de área impermeável – fato também verificado na elaboração na atual legislação da cidade (TUCCI, 2014)—, 95% desses ficaram com discrepância inferior a 5% do estimado pelo SWMM. As maiores discrepâncias estiveram associadas a volumes pequenos, em que a diferença entre as unidades e as dezenas eram significativas.

A partir da equação geral, substituíram-se os valores de CN, largura e declividade para cada sub-bacia, originando as equações individuais que possuem a estrutura mostrada na Eq. 2. Na Tabela 2 apresentam-se os coeficientes para cada sub-bacia urbana de Teresina.

$$V_u = a_i \cdot (A_{imp})^3 + b_i \cdot (A_{imp})^2 + c_i \cdot (A_{imp}) + d_i \quad (2)$$

Em que: V_u é o volume por unidade de área em $m^3 \cdot ha^{-1}$, A_{imp} é a área impermeável em porcentagem e a_i , b_i , c_i e d_i são os coeficientes para cada sub-bacia.

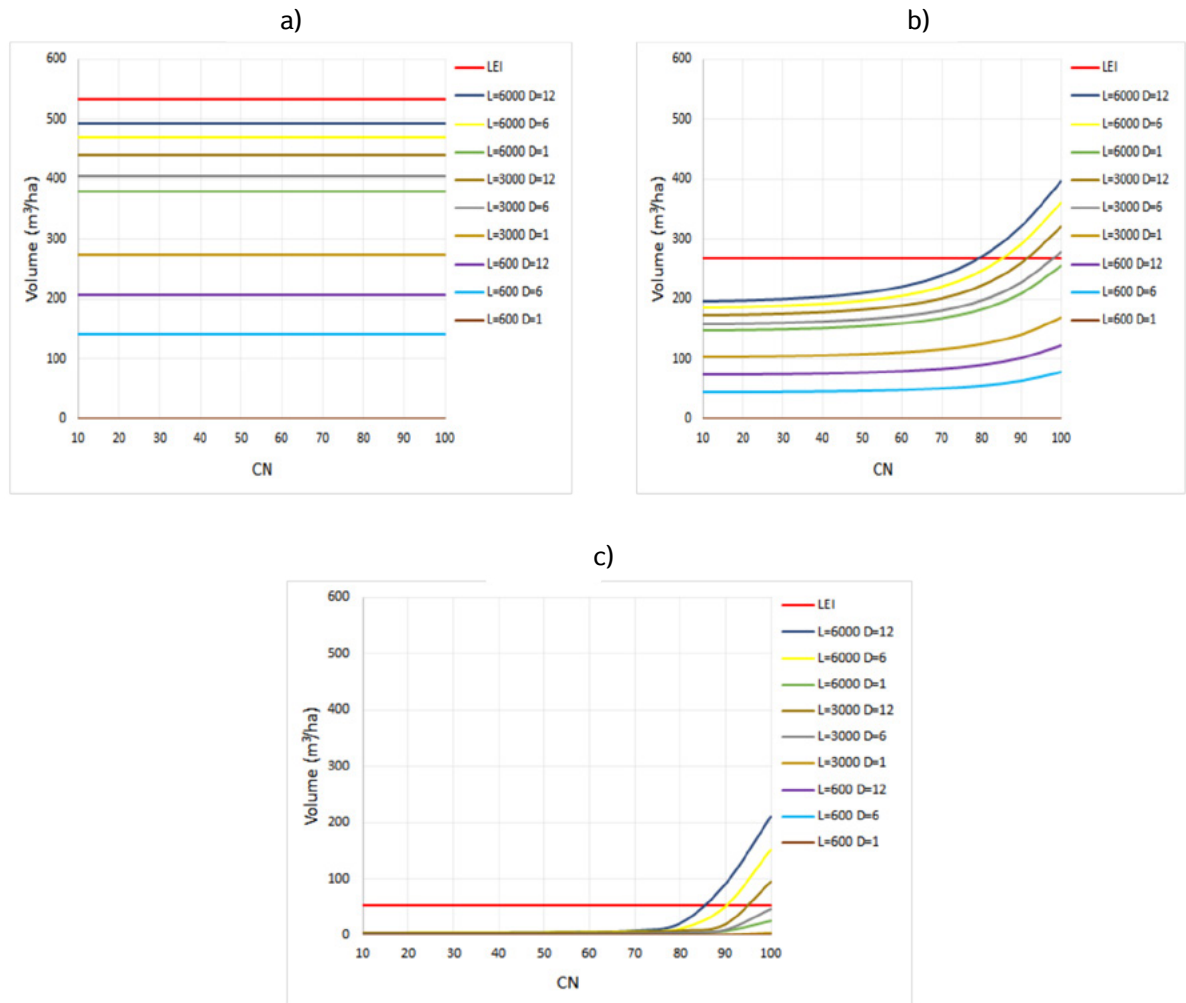


Figura 4 - Variação do volume com a mudança nos valores de CN para área impermeável de: a) 100%, b) 50%, c) 10%.
Autores (2021)

Tabela 2 - Coeficientes das equações para o cálculo do volume unitário do reservatório de retenção em cada sub-bacia urbana de Teresina.

Sub-bacia	a_i	b_i	c_i	d_i	Sub-bacia	a_i	b_i	c_i	d_i
PE01	-0,000393	0,0635	-0,691	0,342	PD04	-0,00033	0,0560	0,143	-6,027
PE02	-0,000314	0,0550	-0,801	3,206	PD05	-0,00034	0,0583	-0,76	2,586
PE03	-0,00042	0,0639	1,161	-17,428	PD06	-0,00044	0,0661	0,869	-15,343
PE04	-0,000348	0,0595	-1,055	5,374	PD07	-0,00033	0,0080	12,48	-108,299
PE05	-0,000376	0,0612	-0,143	-4,213	PD08	-0,0004	0,0641	-0,148	-4,816
PE06	-0,000351	0,0588	-0,664	1,151	PD09	-0,00035	0,0593	-0,702	1,574
PE07	-0,000416	0,0646	-0,343	-3,481	PD10	-0,00039	0,0649	-1,123	5,393
PE08	-0,000432	0,0654	0,055	-7,342	PD11	-0,00036	0,0339	7,795	-100,588
PE09	-0,000427	0,0648	-0,003	-7,145	PD12	-0,00044	0,0665	0,17	-9,097
PE10	-0,000319	0,0558	-1,474	9,956	PD13	-0,00032	0,0600	-0,718	2,114
PE11	-0,000437	0,0650	0,592	-13,143	PD14	-0,00043	0,0664	-0,214	-5,078
PE12	-0,000393	0,0649	-1,395	8,327	PD15	-0,00043	0,0644	1,829	-22,563
PE13	-0,000436	0,0653	0,059	-7,841	PD16	-0,00039	0,0625	0,611	-12,052
PE14	-0,000406	0,0645	-0,714	0,332	P01	-0,00042	0,0649	1,356	-18,476

continua...

Tabela 2 - Continuação...

Sub-bacia	a_i	b_i	c_i	d_i	Sub-bacia	a_i	b_i	c_i	d_i
PE15	-0,000403	0,0658	-1,326	7,334	P02	-0,00041	0,0651	-0,938	2,777
PE16	-0,000389	0,0657	-2,002	15,452	P03	-0,00045	0,0644	1,079	-17,538
PE17	-0,000357	0,0633	-2,751	23,876	P04	-0,00038	0,0620	-0,755	1,479
PE18	-0,000407	0,0641	-0,475	-2,026	P05	-0,00039	0,0634	-0,925	2,651
PE19	-0,000334	0,0572	-1,055	5,291	P06	-0,00041	0,0654	-0,932	2,63
PE20	-0,000364	0,0605	-0,997	3,949	P07	-0,0004	0,0643	-0,674	0,324
PE21	-0,000285	0,0514	-1,092	6,763	P08	-0,00035	0,0610	-1,836	13,746
PE22	-0,000243	0,0458	-1,634	13,5	P09	-0,00041	0,0644	0,147	-8,18
PE23	-0,000255	0,0477	-1,486	11,916	P10	-0,00044	0,0673	-0,343	-3,894
PE24	-0,000304	0,0539	-0,539	0,693	P11	-0,00044	0,0680	-0,865	1,85
PE25	-0,000214	0,0431	-2,878	30,543	P12	-0,00043	0,0677	-0,981	3,167
PE26	-0,000349	0,0609	-1,697	13,173	P13	-0,00045	0,0686	-0,626	-0,894
PE27	-0,00036	0,0598	0,215	-7,642	P14	-0,00043	0,0680	-0,855	1,773
PE28	-0,000322	0,0567	-0,437	-0,172	P15	-0,00037	0,0660	-2,78	25,925
PE29	-0,000377	0,0624	0,301	-8,466	P16	-0,00043	0,0693	-1,666	11,26
PE30	-0,000373	0,0621	0,077	-5,449	P17	-0,00046	0,0630	2,309	-27,241
PE31	-0,000412	0,0673	0,488	-8,36	P18	-0,00039	0,0642	-1,065	4,95
PE32	-0,000308	0,0575	-2,92	28,789	P19	-0,00045	0,0653	1,599	-20,861
PD01	-0,000346	0,0596	-1,328	8,478	P20	-0,00037	0,0617	-1,214	6,549
PD02	-0,000358	0,0614	-1,043	5,560	LDN	-0,00045	0,0673	1,037	-16,12
PD03	-0,000351	0,0409	5,43	-63,85	MOC	-0,0004	0,0665	-1,393	8,403

Fonte: Autores (2021)

As equações propostas foram baseadas nos valores de volume obtidos por meio do SWMM, que é um programa utilizado para sistemas de microdrenagem. Ressalta-se que não há uma delimitação exata da área considerada como de microdrenagem, autores como Porto (1987) e Tucci (2005) adotam o valor de até 2 km², enquanto Paz (2004) e Tomaz (2002) utilizam o limite de 3 km² e Meneses Filho (2018) cita 4 km². Tais limites não influenciaram no resultado geral, em que se nota que existe um padrão geral tanto entre as bacias com área inferior a 2 km² como entre aquelas com área de até 3 km², em que os valores propostos para os volumes dos reservatórios sempre ficaram bem inferiores ao

exigido pela legislação; essa constatação também se estendeu às sub-bacias com área de até 5 km². O volume proposto somente ultrapassou o exigido pela legislação nos casos em que as bacias possuíam áreas muito grandes, próximas e acima de 50 km².

Na Fig. 5 mostra-se a comparação entre o volume unitário encontrado por meio das equações propostas e o calculado conforme a legislação – sendo representado pela linha tracejada vermelha – em função, apenas, da variável de maior importância, área impermeável, para quatro faixas de valores de área superficial correspondentes às áreas das sub-bacias urbanas de Teresina.

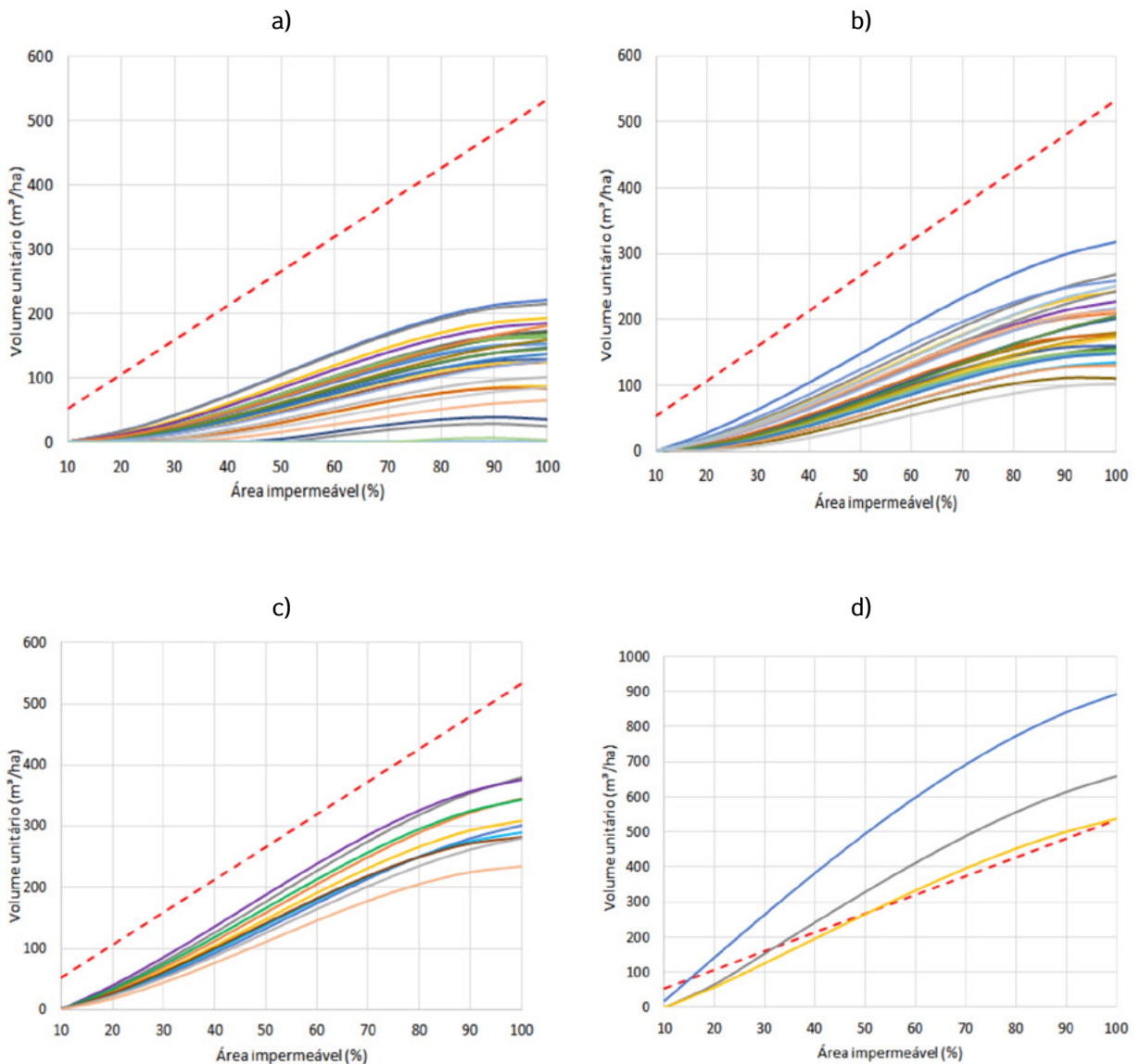


Figura 5 - Comparação entre os volumes unitários obtidos pelas equações propostas e pela legislação, em função da área impermeável, para quatro faixas de valores de área superficial das sub-bacias, sendo: a) área inferior a 2 km²; b) área entre 2 e 5 km²; c) área entre 5 e 15 km²; d) área superior a 15 km².

Fonte: Autores (2021)

As sub-bacias que têm os menores volumes propostos pela pesquisa estão contidas no grupo das sub-bacias com área inferior a 2 km², Fig. 5a. As três sub-bacias que tiveram o menor volume, além de possuírem os menores valores de largura do grupo, também possuem baixos valores de declividades e valores alternados de CN. As três sub-bacias com maiores volumes propostos do grupo possuem altos valores de largura, declividade e

CN; não são exatamente as três com maiores valores em nenhuma das três categorias, mas seus valores combinados resultaram no maior volume para o grupo. Todas as sub-bacias dessa faixa de área tiveram volume proposto inferior ao estimado conforme a legislação e a percentagem obtida, quando se divide o volume calculado conforme as equações propostas na pesquisa pelo calculado conforme a legislação, variou de 0% a 45%.

As sub-bacias com área entre 2 km² e 5 km² também tiveram volume proposto sempre inferior ao calculado conforme a legislação, com percentuais comparativos variando entre 20% e 63%. As três sub-bacias com menores volumes propostos foram as que apresentam os menores valores de declividade dentro do grupo e possuíam baixos valores de largura; os valores de CN correspondentes a essas eram elevados. As três sub-bacias com maiores volumes propostos possuem os maiores valores de largura do grupo e valores medianos de declividade e CN.

As sub-bacias com área entre 5 km² e 15 km² possuem volumes propostos sempre inferiores ao estimado conforme a legislação, com percentuais de comparação variando de 48% a 75%. As três sub-bacias com menores valores de volume coincidiram com as que têm as menores larguras do grupo, assim como as três sub-bacias com maiores volumes propostos são as que possuem os maiores valores de largura; nos dois casos, a declividade apresentou valores de medianos a baixos e o CN ficou intermediário.

O valor calculado conforme a legislação somente foi ultrapassado para as sub-bacias de área superior a 50 km², sendo estas a PD07 (59,11 km²) e a PD11 (89,83 km²). Essas duas sub-bacias são as que possuem os maiores valores de largura dentre as setenta sub-bacias de Teresina, além de terem valores elevados de declividade; os valores de CN eram medianos. Nota-se que mesmo a área da PD07 sendo inferior à da PD11, sua largura, declividade e CN eram superiores, o que acarretou um volume proposto superior para a primeira sub-bacia. O volume calculado para a sub-bacia PD03 (47,84 km²) foi o que mais se aproximou dos valores obtidos conforme a legislação, sendo que para os casos com área impermeável entre 40% e 100%, a comparação percentual entre o volume proposto pelas equações da pesquisa e o calculado conforme a legislação variou entre 92% e 106%.

Com a aplicação das equações propostas para todas as sub-bacias urbanas de Teresina tem-se que, dentre as setenta sub-bacias da cidade, cinquenta e cinco tiveram volume unitário proposto abaixo da metade do estimado pela legislação. O volume unitário estimado pela legislação está muito superior ao estimado pelas equações propostas, em que se consideram as condições morfológicas e de ocupação e uso do solo daquelas sub-bacias. Os reservatórios dimensionados para suportar o volume calculado conforme a legislação garantirão a segurança do mesmo, porém a custos elevados. Pelo fato de essa estrutura estar sendo dimensionada para um volume a mais, é possível afirmar que ela será capaz de armazenar a precipitação para qual foi projetada – considerando a IDF de Teresina para duração de 1 hora e tempo de retorno de 10 anos – e garantir a liberação apenas da máxima vazão permissível, assegurando o pressuposto dessa medida compensatória. Porém, a construção desse reservatório será mais onerosa, pois será dimensionada estruturalmente para suportar um volume cerca de 100% maior do que o necessário para conter a chuva precipitada sobre aquele empreendimento. Nessas sub-bacias, a condição de segurança está garantida quando se utiliza a equação da legislação, mas a construção acarretará custos mais elevados.

Apenas duas sub-bacias apresentaram situações em que o volume unitário calculado conforme a legislação esteve subestimado em comparação ao calculado pelas equações propostas na pesquisa. Os reservatórios dimensionados para suportar o volume calculado conforme a legislação não são capazes de garantir a segurança do mesmo, isto é, atender ao pressuposto da não transferência dos danos relacionados à drenagem do particular para o público. A estrutura calculada conforme o volume estimado pela legislação terá sido dimensionada para receber uma quantidade de água inferior ao necessário, para compensar os efeitos da urbanização

naquela bacia, e, uma vez que não a suporta, transborda e libera mais vazão do que o permitido, rompendo com aquele pressuposto.

Tal fato impacta tanto os pequenos empreendedores, que buscam ter o próprio negócio ou expandi-lo pelas demais regiões da cidade, como o Estado. O primeiro grupo, muitas vezes não conhecendo os aspectos legais referente à drenagem pública, planeja a construção/expansão de seus espaços físicos considerando apenas a execução em si do estabelecimento, mas quando se depara com a exigência da construção do reservatório, que exige custos altos de implantação, pode passar por uma reavaliação do orçamento disponível e abortar os projetos idealizados. O segundo grupo geralmente é o responsável por realizar grandes obras que, conseqüentemente, requerem um volume maior para o reservatório de retenção, mas, conforme mostrou-se, esse volume pode estar com valor muito superior ao necessário na maior parte das sub-bacias urbanas de Teresina; como os recursos utilizados para a construção desse, e da obra como um todo, vêm dos impostos públicos, pode-se dizer que o capital extra utilizado para a construção de um reservatório maior poderia ser utilizado em outras medidas que também auxiliassem no quesito das melhorias de drenagem urbana.

Penna et al. (2019) citam que é necessário analisar de forma minuciosa as variáveis de cada local onde se implantará uma *Best Management Practices*, para que se possa garantir a solução mais adequada do ponto de vista técnico, financeiro e social. Quando a legislação assume a mesma equação, de estimativa do volume unitário do reservatório de retenção, para todas as sub-bacias urbanas de Teresina, não se está garantindo as soluções mais adequadas, pois alguns reservatórios estão subdimensionados e outros estão superdimensionados. As equações propostas, além de considerar as características da bacia em que será inserido o reservatório, fo-

ram estimadas considerando uma chuva intensa de 75 mm/h, que não ocorre com tanta frequência em Teresina, como pode ser visto nos dados pluviométricos da cidade.

Procurou-se utilizar de situações críticas para obter as equações presentes na pesquisa visando garantir a segurança do reservatório e otimização do custo de construção, uma vez que deverá ser executado apenas o necessário para manter o pressuposto dessa medida compensatória. Conforme se observou, mesmo adotando essas circunstâncias, o volume necessário para o reservatório, na maior parte dos casos, apresentou valor inferior à metade do calculado com base na legislação. Logo, está-se fornecendo uma alternativa mais viável financeiramente e que cumpre com o quesito da segurança.

4 CONCLUSÃO

A atual legislação de Teresina foi implantada com um fim plausível, controle dos impactos em relação à drenagem no próprio lote, mas quando se instituiu uma única equação para o cálculo do volume do reservatório de retenção para todas as sub-bacias da cidade, objetivando facilitar seu emprego, não se consideraram itens importantes.

As equações obtidas nesse estudo cumprem com o Plano Diretor de Ordenamento Territorial da cidade (TERESINA, 2019) ao proporcionar equações para reservatórios de retenção para cada uma das sub-bacias urbanas de Teresina, considerando tanto os aspectos físicos, como a largura específica e a declividade, como os relacionados ao uso e ocupação do solo, como o valor de CN.

A partir de um melhor entendimento da influência das características das sub-bacias no volume requerido ao reservatório de retenção, mostrou-se que a legislação vigente superdimensiona o volume do reservatório de retenção na maior

parte das sub-bacias da cidade, indicando a necessidade de revisão e readequação.

Considerando que a estrutura de saída do reservatório não libere uma vazão constante, recomenda-se o uso de um coeficiente de segurança de 10% em relação à altura de projeto prevista, considerando como valor mínimo, 50 cm.

5 AGRADECIMENTOS

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES pelo apoio financeiro concedido à autora principal durante o período do mestrado, que teve como um dos resultados a elaboração do presente artigo.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

7 REFERÊNCIAS

ARAGÃO, R. de; CRUZ, M. A. S.; CORREIA, E. C. de O.; MACHADO, L. F. M.; FIGUEIREDO, E. E. de. Impacto do uso do solo pelo aumento da densidade populacional sobre o escoamento numa área urbana do Nordeste Brasileiro via geotecnologias e modelagem hidrológica. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife, v.10, n. 2, 2017. <https://doi.org/10.5935/1984-2295.20170035>

BARROS, A. M. de; NEVES, M. G. F. P. das; HENRIQUE, D. C. Variabilidade e causas na geração de vazão em bacias urbanas: estudo de caso do Riacho do Sapo, Maceió – AL. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, Salvador, v. 4, n. 2, 2016. <https://doi.org/10.9771/gesta.v4i2.15636>

BATTEMARCO, B. P.; YAMAMOTO, L. M. T.; VERÓL, A. P.; REGO, A. Q.; VASCONCELLOS, V. M. N. de; MIGUEZ, M. G. Sistemas de espaços livres e drenagem urbana: um exemplo de integração entre o manejo sustentável de águas pluviais e o planejamento urbano. **Paisagem e Ambiente**, São Paulo, n. 42, 2018. <https://doi.org/10.11606/issn.2359-5361.v0i42p55-74>

FARIA, N. de O.; BARBASSA, A. P.; SILVEIRA, A. Monitoramento, modelagem e simulação de cenários para a bacia do córrego Barbado – Cuiabá/MT. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v.19, 2014. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v19n1.p165-176>

GARCIA, J. I. G.; PAIVA, E. M. C. D. de. Monitoramento hidrológico e modelagem da drenagem urbana da bacia do Arroio Cancela – RS. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v.11, n. 4, 2006. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v11n4.p99-108>

GIRÃO, L. F. de O.; SIMÕES, N. E. da C.; MARQUES, J. A. A. de S.; LEITÃO, J. P. C.; PINA, R. D. Modelação hidráulica e de qualidade da água dos sistemas de drenagem em meios urbanos. **Revista Sanitária e Ambiental**, Florianópolis, v. 22, n. 2, 2017. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522016161318>

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Tabelas dos municípios: estimativa 2018**. 2018. Disponível em: <https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-detalhe-de-midia.html?view=mediaibge&catid=2103&id=2279>. Acesso em: 05 nov. 2020.

LENHS – Laboratório de Eficiência Energética e Hidráulica em Saneamento. **Manual do usuário: EPA SWMM 5.0 Modelo de gestão e drenagem urbana**. Paraíba, 2012. Disponível em: http://www.lenhs.ct.ufpb.br/?page_id=1019. Acesso em: 18 mar. 2019.

LI, F.; DUAN, H. F.; YAN, H. Multi-Objective Optimal Design of Detention Tanks in the Urban Stormwater Drainage System: Framework Development and Case Study. **Water Resour Manage**, v. 29, 2015. <https://doi.org/10.1007/s11269-015-0931-0>

LONDE, L. de R.; MARCHEZINI, V.; CONCEIÇÃO, R. S. da; BORTOLETTO, K. C.; SILVA, A. E. P.; SANTOS, E. V. dos; REANI, R. T. Impactos de desastres naturais socioambientais em saúde pública: estudos de casos dos estados de Santa Catarina em 2008 e Pernambuco em 2010. **Revista Brasileira de Estudos de População**, São Paulo, v. 32, n. 3, 2015. <https://doi.org/10.1590/S0102-3098201500000031>

MENESES FILHO, A. de S. **Temas de engenharia civil: questões comentadas**. 8 ed. Fortaleza: Expressão Gráfica e Editora, 2018.

PAZ, A. R. da. **Hidrologia aplicada**. Caxias do Sul, 2004, 138 p.

PENNA, L.; RIBEIRO, F.; ROCHA, C.; ANTONIO FILHO. A utilização de reservatórios de amortecimento de vazões de cheia: apresentação e discussão de casos do sudeste brasileiro. **Centro de estudos de geografia e ordenamento do território**, Portugal, n. 16, 2019. <http://dx.doi.org/10.17127/got/2019.16.012>

PORTO ALEGRE. **Decreto nº 18.611, de 9 de abril de 2014**. Regulamenta o controle da drenagem urbana e revoga os itens 4.8.6, 4.8.7 e 4.8.9 do Decreto nº 14.786, de 30 de dezembro de 2004 – Caderno de Encargos do DEP – e o Decreto nº 15.371, de 17 de novembro de 2006. Porto Alegre, 2014. Disponível em: <http://www2.portoalegre.rs.gov.br/cgi-bin/nph-brs?s1=000033997.DOCN.&l=20&u=/netahhtml/sirel/simples.html&p=1&r=1&f=G&d=atos&SECT1=TEXT>. Acesso em: 06 jun. 2019.

PORTO, R. de M. Uso conjunto dos métodos racional e do “Soil Conservation Service” na determinação da vazão de projeto em bacias urbanas. **Revista DAE**, São Paulo, v. 47, n. 148, 1987.

RECIFE. **Lei nº 18.112/2015**. Dispõe sobre a melhoria da qualidade ambiental das edificações por meio da obrigatoriedade de instalação do "telhado verde", e construção de reservatórios de acúmulo ou de retardo do escoamento das águas pluviais para a rede de drenagem e dá outras providências. Recife, PE, 2015. Disponível em: <https://leismunicipais.com.br/a1/pe/r/recife/lei-ordinaria/2015/1811/18112/lei-ordinaria-n-18112-2015-dispoe-sobre-a-melhoria-da-qualidade-ambiental-das-edificacoes-por-meio-da-obrigatoriedade-de-instalacao-do-telhado-verde-e-construcao-de-reservatorios-de-acumulo-ou-de-retardo-do-escoamento-das-aguas-pluviais-para-a-rede-de-drenagem-e-da-outras-providencias>. Acesso em: 26 dez. 2019.

SANTOS, A. F. dos; ANDRADE, A. O. de; GUIMARÃES, C. S. da S.; ROMANO, T.e A.; COSTA, J. I. Impactos econômicos sociais e ambientais das enchentes do rio Madeira no município de Humaitá – AM. In: CONGRESSO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE, 14., 2017, Poços de Caldas. **Anais...** Poços de Caldas, 2017.

SÃO PAULO. **Lei nº 12.526, de 02 de janeiro de 2007**. Estabelece normas para a contenção de enchentes e destinação de águas pluviais. São Paulo, 2007. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/2007/lei-12526-02.01.2007.html>. Acesso em: 06 jun. 2019.

SILVA, N. R. da; GOUVEIA, I. C. M. C. 100 anos de urbanização e transformações na bacia hidrográfica Córrego do Veado, Presidente Prudente – SP. **Espaço em Revista**, Catalão, v. 19, n.1, 2017. <https://doi.org/10.5216/erv.19i1.49391>

TERESINA. **Lei complementar nº 4.724 de 03 de junho de 2015**. Define as diretrizes para regulação relativa a controle dos impactos da drenagem urbana de novos empreendimentos e inundações ribeirinhas, na drenagem pluvial pública, e dá outras providências. Teresina, PI, 2015. Disponível em: <http://semplan.teresina.pi.gov.br/wp-content/uploads/sites/39/2018/06/Lei-de-Drenagem.pdf>. Acesso em: 15 mar. 2019.

teresina.pi.gov.br/wp-content/uploads/sites/39/2018/06/Lei-de-Drenagem.pdf. Acesso em: 15 mar. 2019.

TERESINA. **Lei complementar nº 5.481 de 20 de dezembro de 2019**. Dispõe sobre o Plano Diretor de Teresina, denominado "Plano Diretor de Ordenamento Territorial – PDOT", e dá outras providências. Teresina, PI, 2019. Disponível em: <https://semplan.teresina.pi.gov.br/wp-content/uploads/sites/39/2020/06/Lei-n%C2%BA-5.481-Comp.-de-20.12.2019-PDOT.pdf>. Acesso em: 06 jun. 2020.

TERESINA. **Plano diretor de drenagem urbana de Teresina**. v. 3. Teresina: Concremat Engenharia, 2012, 1469 p.

TOMAZ, P. **Cálculos hidrológicos e hidráulicos para obras municipais**. Porto Alegre: Navegar, 2002, 452 p.

TUCCI, C. E. M. **Regulamentação da Drenagem Urbana de Teresina**. Relatório Técnico: Prefeitura Municipal de Teresina, 2014.

TUCCI, C. E.M. **Gestão de Águas Pluviais Urbanas**. Ministério das Cidades. Global Water Partnership, World Bank. Unesco, 2005, 270 p.

VITÓRIA. **Lei nº 9.271, de 21 de maio de 2018**. Aprova o Plano Diretor Urbano do Município de Vitória e dá outras providências. Vitória, ES, 2018. Disponível em: <https://sogi8.sogi.com.br/Arquivo/Modulo113.MRID109/Registro1293607/diretor%20vitoria.pdf>. Acesso em: 26 dez. 2019. YAZDI, J. Rehabilitation of Urban Drainage Systems Using a Resilience-Based Approach. *Water Resour Manage*. v. 32, 2018.

YAZDI, J. Rehabilitation of Urban Drainage Systems Using a Resilience-Based Approach. **Water Resour Manage**. v. 32, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11269-017-1835-y>

O desafio da sustentabilidade hídrica no semiárido brasileiro: modelo conceitual no suporte à cenarização futura

The challenge of hydric sustainability in the brazilian semiarid: conceptual model as a support for future scenarios

• **Data de entrada:**
18/04/2020

• **Data de aprovação:**
26/05/2021

Higor Costa de Brito^{1*} | Iana Alexandra Alves Rufino¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2022.058>

ORCID ID

Brito HC  <https://orcid.org/0000-0003-4721-7197>

Rufino IAA  <https://orcid.org/0000-0003-0450-4647>

Resumo

Os problemas inerentes à gestão de conflitos em recursos hídricos têm sido protagonizados por múltiplas variáveis e atores. O presente estudo realiza uma abordagem conceitual para a estruturação de variáveis, atores e hipóteses que influenciam, direta e indiretamente, a modelagem de cenários futuros de disponibilidade hídrica no semiárido brasileiro. Para isso, listam-se variáveis e atores, os quais são estruturados e posteriormente submetidos a métodos prospectivos da teoria do apoio à decisão (MICMAC e MACTOR). Os resultados identificam as relações entre as variáveis, definindo o nível de influência e dependência entre elas. Conclui-se que a elaboração de cenários futuros para uma gestão mais justa e eficaz dos recursos hídricos deve analisar as diversas escalas de influência entre os atores envolvidos e definir a esfera de atuação desses modelos, já que o sistema é altamente complexo e suscetível à influência de fatores externos, o que extrapola os aspectos puramente hidrológicos.

Palavras-chave: Recursos hídricos. Semiárido brasileiro. Modelagem conceitual. Técnicas de cenarização.

Abstract

The problems inherent to water resources management have multiple variables and actors. This study is a conceptual approach for structuring variables, actors, and hypotheses that can, directly and indirectly, influence future water availability scenarios in the Brazilian semiarid region. Variables and actors are listed and structured and subsequently submitted to prospective methods of decision support theory (MICMAC and MACTOR). The results identify the relationships between the variables, defining the level of influence and dependence between them. The study concludes that predicting future scenarios for supporting fairer and more efficient management of water resources must analyse the different scales of power among the actors involved. A better definition of the action outreach of these models is also needed since the system is highly complex and susceptible to the influence of external factors, which goes beyond purely hydrological aspects.

Keywords: Water resources. Brazilian semiarid. Conceptual modelling. Scenarization techniques.

¹ Universidade Federal de Campina Grande (UFCG) - Campina Grande - Paraíba - Brasil.

* **Autor correspondente:** h_igor@hotmail.com.

1 INTRODUÇÃO

O estudo e avaliação da situação hídrica envolvem diversos aspectos, muitos desses altamente complexos, que evidenciam a carência de uma gestão eficiente e a dificuldade do poder público em assegurar o acesso à água por todas as camadas sociais. As variações socioeconômicas e as incertezas ocasionadas pelo clima e consequentemente pelas mudanças climáticas acarretam novos desafios que não podem ser enfrentados dentro do paradigma de gestão tradicional, baseado em mecanismos de comando e controle (BATES et al., 2008; MACDONALD, 2010; PAHL-WOSTL et al., 2008).

A estruturação de uma gestão integrada e preditiva das águas torna-se factível a partir de uma organização institucional e legislação apropriada, aliada a um suporte tecnológico que monitore e promova avanços substanciais na bacia hidrográfica (TUNDISI, 2006). A água deve ser analisada de forma holística, com o intuito de gerenciá-la entre todos os setores e considerar todas as etapas de uso, garantindo uma participação descentralizada na tomada de decisões (CURRY et al., 2014; VILJOEN, 2010). Em suma, faz-se necessário cessar abordagens do gerenciamento da água fragmentadas e decisões de desenvolvimento precipitadas e exageradas (GIORDANO; SHAH, 2014).

Nas últimas décadas, diversos pesquisadores começaram a perceber que os problemas relacionados à água se tornaram multidimensionais, multisetoriais e multirregionais, sendo protagonizados por múltiplos atores motivados por interesses individuais, ocasionando uma nova percepção acerca do que realmente é necessário para o gerenciamento sustentável dos recursos hídricos (LIU et al., 2020; PAHL-WOSTL; MOS-TERT; TÀBARA, 2008). Uma diferença fundamental entre sistemas tradicionais e sustentáveis é a preocupação com possíveis mudanças, sejam elas nas demandas da sociedade, no suprimento

de água ou no próprio sistema decorrente do envelhecimento (PLATE, 1993).

A água está intrinsecamente associada à capacidade de desenvolver medidas sustentáveis para o meio ambiente e a sociedade, tornando uma visão de longo prazo necessária para explicar o desenrolar de alguns processos hidrológicos e sociais, associados ao tempo necessário para que todos os investimentos econômicos gerem resultados (GALLOPÍN, 2000). Diante das frequentes mudanças no clima, no uso do solo e na sociedade, há necessidade de novas abordagens integrativas que modelem não apenas os fatores estritamente hidrológicos, mas também levem em consideração os impactos desses fatores externos combinados, uma vez que eles atuam em conjunto e comprometem a segurança hídrica. Portanto, este trabalho realiza uma abordagem conceitual que serve como base para a estruturação de variáveis, atores e hipóteses que influenciam, direta e indiretamente, a modelagem de cenários futuros de disponibilidade hídrica no semiárido brasileiro.

2 A GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS NO BRASIL

No final do século passado, diante dos alertas sobre a iminente crise de disponibilidade de água, em especial após a realização da Eco 92 no Rio de Janeiro e do artigo 21 da Constituição Federal de 1988, foram elaboradas medidas governamentais com o objetivo de minorar os problemas existentes, em um país que considerava a água como um recurso natural abundante e ilimitado. No final do ano de 1996, após uma longa tramitação, o Congresso Nacional aprovou o Projeto de Lei Nacional de Recursos Hídricos, que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, sancionada como a Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997 (MACHADO, 2003).

A Lei nº 9.433, estruturou os recursos hídricos do Brasil a partir de instrumentos legais e institucionais que serviriam como marco para o ordenamento das questões referentes à disponibilidade e ao uso sustentável das águas. Foram elencados seis instrumentos nessa Política, sendo eles: os Planos de Recursos Hídricos; o enquadramento dos corpos d'água em classes; a outorga de direito de uso; a cobrança pelo uso dos recursos hídricos e o Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH). Os fundamentos da Política de Recursos Hídricos determinam, dentre outras considerações, que a gestão dos recursos hídricos deve ser realizada de forma descentralizada, garantindo o uso múltiplo das águas. A descentralização refere-se à adoção da bacia hidrográfica como unidade regional de planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos, onde os órgãos consultivos e deliberativos que atuam nessas unidades são denominados Comitês de Bacias Hidrográficas (JACOBI; FRANCALANZA, 2005).

O Plano Nacional de Recursos Hídricos é um dos instrumentos de gestão implementado por meio da Lei nº 9.433, possui um caráter multidisciplinar e participativo que engloba uma rede de instituições e diversas metas, com o objetivo de melhorar a disponibilidade hídrica, reduzir conflitos pelo uso da água e eventos críticos, além de ações para valorizar a água como bem econômico e social relevante (ANA, 2018). Os volumes que compõem o último Plano Nacional de Recursos Hídricos, publicado no ano de 2006, apresentam um panorama dos recursos hídricos nacionais e construiu cenários para 2020.

Os cenários contêm elementos que indicam os possíveis riscos e possibilidades para a gestão e a segurança hídrica no país. Segundo esse documento, a principal ameaça provém da possibilidade de junção entre um sistema de gestão ineficiente e uma expansão acelerada das atividades industriais, agrícolas e urbanas, oca-

sionando um aumento exponencial na demanda hídrica, comprometendo a disponibilidade hídrica (BRITO; SILVA; PORTO, 2007). O cenário mais otimista aponta para uma maior conscientização ambiental e um aumento da sensibilidade entre os atores a respeito da importância dos recursos hídricos para o desenvolvimento econômico e social.

3 O SEMIÁRIDO BRASILEIRO

A região semiárida do Brasil (Fig. 1) abrange uma área de 1.030.000 km² e comporta 1.262 municípios com, aproximadamente, 27 milhões de habitantes (MDR, 2019). A história dessa região está intimamente relacionada à ocorrência de secas, desastre que ocasiona desemprego, fome, pobreza, e historicamente a migração interna de pessoas pelo país (CAMPOS, 2015). Em virtude da irregularidade das chuvas e aos baixos índices pluviométricos, inferiores a 800 mm por ano, grande parte da região enfrenta um problema crônico de falta de água, dificultando o desenvolvimento de atividades agrícolas e industriais.

A carência de sistemas eficientes para o armazenamento da água, onde a capacidade de reserva doméstica está diretamente ligada às condições financeiras dos usuários, intensifica ainda mais os problemas sociais. Ciclos de fortes estiagens, secas e enchentes, atingem sazonalmente a região em intensidades e intervalos variáveis, podendo durar anos ou até décadas (SILVA et al., 2010). Nesse contexto, a comunidade científica vem integrando as questões referentes a mudanças climáticas no semiárido brasileiro a dados de biodiversidade e desertificação. Dessa forma, as pesquisas visam ao desenvolvimento sustentável da região ante as mudanças climáticas, o processo de desertificação e valoração e preservação da biodiversidade (ANGELOTTI; SIGNOR; GIONGO, 2015).

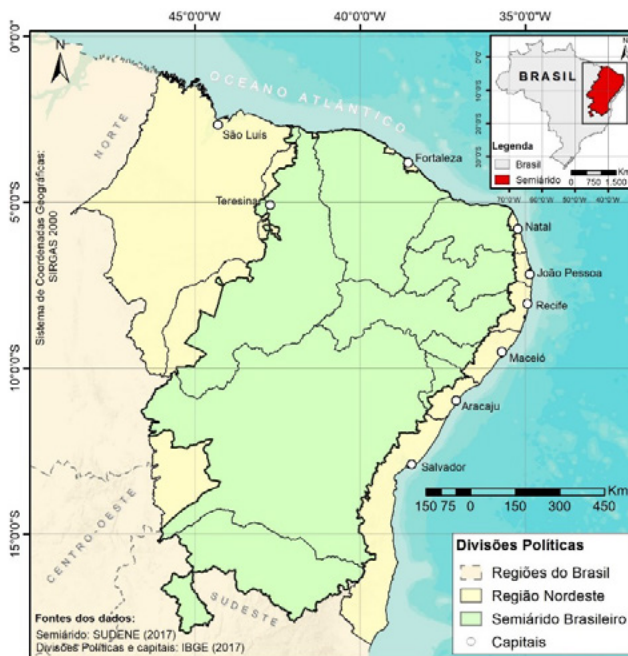


Figura 1 - Extensão territorial do semiárido brasileiro
Fonte: Elaborado pelos autores

Do ponto de vista econômico, houve uma considerável mudança nos padrões de consumo no século XXI, com uma maior diversificação da produção e das fontes de geração de emprego e renda (BURSZTYN; CHACON, 2011). Além disso, o intenso processo de urbanização que ocorre em nível nacional continuou ocorrendo na região nas últimas quatro décadas, evidenciando novas relações de poder, tanto no meio urbano como no meio rural, e entre esses dois espaços em busca da garantia pelo uso da água.

A situação de escassez de água na região semiárida leva à necessidade da gestão compartilhada; para isso, a prática política conservadora não deve perdurar na sociedade, uma vez que a população deve reconhecer que a água é um bem público e que, portanto, o seu gerenciamento compartilhado deverá garantir a democratização de seus usos e a sua preservação, condição indispensável para o progresso da região (GARJULLI, 2003). Dessa maneira, os Comitês de Bacia nessa região tornam-se estratégicos no proces-

so de intervenção social, pois são eles que devem estabelecer os usos prioritários das águas em suas bacias, discutir sobre a transposição de águas, sobre a cobrança de água bruta, além dos destinos dos recursos arrecadados.

4 METODOLOGIA

A etapa inicial para a realização deste estudo foi a realização de um levantamento bibliográfico, com o intuito de estruturar, de forma simplificada, as variáveis e os atores que influenciam de forma significativa os recursos hídricos na região semiárida do Brasil (Tabela 1). As variáveis e os atores foram listados e posteriormente submetidos aos métodos MICMAC (Matriz de Impactos Cruzados - Multiplicações Aplicadas a uma Classificação) e MACTOR (Método de Atores, Objetivos e Fatores de Força), respectivamente, em softwares homônimos desenvolvidos pelos franceses Godet e Lesourne (1977).

Tabela 1 - Referencial teórico consultado para elaboração dos componentes do sistema

	Componente	Fontes consultadas
Variáveis	Acesso à Água	(ARAÚJO et al., 2004; BEZERRA, 2002; CIRILO, 2008; FOLHES; RENNÓ; SOARES, 2009; GAISER et al., 2003; GUIMARÃES JR, 2016; SILVA et al., 2010; VIEIRA, 2002, 2003)
	Uso e Ocupação do Solo	(BRASILEIRO, 2009; CIRILO, 2008; GAISER et al., 2003; MILHORANCE et al., 2019; MONTENEGRO; RAGAB, 2010, 2012; SILVA; CUNHA; LOPES, 2019)
	Sociedade e Qualidade de Vida	(BEZERRA, 2002; GAISER et al., 2003; KROL et al., 2001; MILHORANCE et al., 2019; RIBOT; MAGALHÃES; PANAGIDES, 2005; ROCHA; SOARES, 2015)
	Características Culturais	(CARVALHO; ESPINDULA, 2014; GAISER et al., 2003; VIEIRA, 2002, 2003)
	Crescimento Econômico	(BEZERRA, 2002; FOLHES; RENNÓ; SOARES, 2009; GAISER et al., 2003; GUIMARÃES JR, 2016; SILVA et al., 2010)
	Desempenho Industrial	(ARAÚJO et al., 2004; GUIMARÃES JR, 2016)
	Agricultura e Pecuária	(BRASILEIRO, 2009; CIRILO, 2008; FOLHES; RENNÓ; SOARES, 2009; GAISER et al., 2003; KROL et al., 2001; SILVA et al., 2010)
	Legislação	(CIRILO, 2008; GUIMARÃES JR, 2016; MILHORANCE et al., 2019; SILVA et al., 2010; VIEIRA, 2002, 2003)
	Gestão e Governança	(ARAÚJO et al., 2004; CARVALHO; ESPINDULA, 2014; CIRILO, 2008; FOLHES; RENNÓ; SOARES, 2009; GUIMARÃES JR, 2016; MILHORANCE et al., 2019; SILVA; CUNHA; LOPES, 2019)
	Reposta a Eventos Extremos	(ARAÚJO et al., 2004; BEZERRA, 2002; BRASILEIRO, 2009; CIRILO, 2008; GAISER et al., 2003; MILHORANCE et al., 2019; RIBOT; MAGALHÃES; PANAGIDES, 2005)
	Infraestrutura Hídrica	(CARVALHO; ESPINDULA, 2014; CIRILO, 2008; GUIMARÃES JR, 2016; ROCHA; SOARES, 2015; VIEIRA, 2002, 2003)
Atores e objetivos	População	(BEZERRA, 2019; AZEVEDO, 2012; GARFÍ et al., 2011; SILVA et al., 2015; SOUSA; ARAÚJO; DE LIMA, 2018)
	Pequenos Agricultores	(BEZERRA, 2019; ANDRADE; SOUZA; SILVA, 2013; LEMOS; OLIVEIRA, 2004; PONTES et al., 2013; SABOURIN, 1999; SANTOS, 2016; SILVA et al., 2015; SOUSA; ARAÚJO; DE LIMA, 2018)
	Latifundiários	(LEMOS; OLIVEIRA, 2004; PONTES et al., 2013; SABOURIN, 1999; SANTOS, 2016; SOUSA; ARAÚJO; DE LIMA, 2018)
	Companhias de Água	(BEZERRA, 2019; LEMOS; OLIVEIRA, 2004; SILVA; RIBEIRO; MIRANDA, 2017)
	Agência Nacional de Águas	(BEZERRA, 2019; LEMOS; OLIVEIRA, 2004; SILVA; RIBEIRO; MIRANDA, 2017)
	Ministério do Desenvolvimento Regional e Secretarias de Estado	(BEZERRA, 2019; SILVA; RIBEIRO; MIRANDA, 2017)
	Conselhos Nacionais e Estaduais de RH	(BEZERRA, 2019; LEMOS; OLIVEIRA, 2004; SILVA; RIBEIRO; MIRANDA, 2017; SOBRAL, 2011)
	Comitês de Bacia	(BEZERRA, 2019; AZEVEDO, 2012; LEMOS; OLIVEIRA, 2004; SILVA; RIBEIRO; MIRANDA, 2017)
	Órgãos Gestores Estaduais	(BEZERRA, 2019; SILVA; RIBEIRO; MIRANDA, 2017; SOBRAL, 2011)
Grandes Empresários	(PONTES et al., 2013; SABOURIN, 1999; SANTOS, 2016; SILVA et al., 2015)	

Fonte: Elaborado pelos autores

4.1 Método MICMAC

Este método consiste em identificar as variáveis chave, ou seja, as variáveis essenciais ao progresso do sistema. Essa identificação é feita, primeiramente, por meio de uma classificação denominada matriz de influência direta (GODET; DURANCE, 2011), onde o controlador lista quantas variáveis julgar necessárias, relacionando-as através de múltiplos cruzamentos, conforme ilustrado na Tabela 2. O preenchimento da matriz leva em consideração o levantamento bibliográfico e conhecimentos prévios dos autores acerca do assunto. Por sua vez, a diagonal principal, que corresponde à relação entre um par de variáveis

iguais, é preenchida com valor nulo. Para cada par de variáveis distintas, os índices são preenchidos a partir da análise da influência exercida por uma variável da primeira coluna sobre as variáveis da primeira linha, obedecendo a numeração presente na Tabela 3.

Tabela 2 - Modelo da matriz de influência direta

Variáveis	Variável 1	Variável 2	Variável 3	Variável 4
Variável 1	0			
Variável 2		0		
Variável 3			0	
Variável 4				0

Fonte: Elaborado pelos autores

Tabela 3 - Relações de influência na matriz de influência direta

Numeração	Tipo de Influência
0	Sem influência
1	Influência fraca
2	Influência moderada
3	Influência alta

Fonte: Elaborado pelos autores

Posteriormente é avaliada a variável mais influente e dependente do sistema. Essa influência é calculada a partir da soma dos índices contidos em cada linha da matriz quadrada, enquanto a dependência é calculada pela soma dos índices de cada coluna.

Por fim, obtém-se o mapa de influência e dependência, dividido em quatro quadrantes, sendo estruturado com base na dependência e influência das variáveis, onde a localização dentro do mapa indica o seu tipo de relação, cada uma representando um determinado perfil: o 1º quadrante englobou variáveis de mudança, que exercem forte influência e possuem grande dependência; o 2º quadrante representou variáveis que regem o futuro e possuem forte influência e baixa ou nenhuma dependência; o 3º quadrante exibiu as variáveis pouco relevantes, que possuem pouca ou nenhuma relação de influência e dependência no sistema, podendo ser desconsideradas para esse tipo de análise; o 4º quadrante representou variáveis de resposta; essas apresentam forte dependência e pouca ou nenhuma influência.

4.2 Método MACTOR

O método MACTOR tem o intuito de analisar o jogo de alianças e possíveis conflitos entre os atores envolvidos no sistema (GODET; DURANCE, 2011). Cada ator é definido em função dos seus objetivos, problemas e meios de ação a partir dos perfis traçados nas fontes consultadas (Tabela 1).

Em seguida, examina-se o posicionamento dos atores em relação aos demais componentes do sistema. A primeira etapa da estruturação do método compreende a fase de construção do quadro das estratégias dos atores, esse quadro diz respeito aos atores que comandam as variáveis chave identificadas pelo método MICMAC.

Tabela 4 - Relações de influência na matriz de influência direta

Numeração	Tipo de Influência
0	O ator tem pouca ou nenhuma influência sobre o outro
1	O ator pode interferir de forma limitada os processos operatórios de gestão do outro ator
2	O ator pode interferir na realização dos projetos do outro ator
3	O ator pode influenciar o cumprimento dos objetivos do outro ator
4	O ator pode ameaçar a existência do outro ator

Fonte: Elaborado pelos autores

A segunda fase do processo pode ser entendida como a avaliação das relações de poder entre os atores, por meio da elaboração da matriz de influência direta, construída a partir do quadro de estratégias de atores, elaborado na fase anterior. Nessa etapa, as relações de poder são calculadas tendo em vista os meios de ação diretos e indiretos, onde um ator pode agir sobre outro por intermédio de um terceiro. A matriz é preenchida de forma análoga ao método MICMAC, entretanto os índices são numericamente associados conforme a Tabela 4.

A última fase do processo é a hierarquização das prioridades no que diz respeito aos objetivos de cada ator; para tanto, é elaborada a matriz de posição valorizada. Nesta matriz, faz-se necessária uma análise dos atores em função dos seus objetivos finais, dos seus projetos e meios de ação. Dessa forma, a matriz é preenchida conforme a Tabela 5.

Tabela 5 - Relações de influência na matriz de posição valorizada

Numeração	Tipo de Influência
-4	O objetivo do ator prejudica a existência dos objetivos do outro ator
-3	O objetivo do ator compromete a realização da missão objetivada pelo outro ator
-2	O objetivo do ator põe em risco o sucesso dos projetos objetivados pelo outro ator
-1	O objetivo do ator põe em risco os procedimentos operacionais objetivados pelo outro ator
0	O objetivo do ator tem um resultado incerto em relação ao objetivo do outro ator
1	O objetivo do ator é essencial os procedimentos operacionais objetivados pelo outro ator
2	O objetivo do ator é essencial para o sucesso dos projetos objetivados pelo outro ator
3	O objetivo do ator é indispensável para a realização da missão objetivada pelo outro ator
4	O objetivo do ator é indispensável para a existência dos objetivos do outro ator

Fonte: Elaborado pelos autores

Uma vez completada a entrada de dados no sistema, é então gerado o mapa de influência e dependência entre os atores a partir da matriz de influência direta, também tornando possível o cálculo de uma escala líquida de influência dos atores. O mapa de influência e de dependência revela quatro posições: o 1º quadrante é composto pelos atores de ligação, que são tão influentes quanto dependentes; o 2º quadrante engloba os atores dominantes, que são muito influentes e pouco de-

pendentes; o 3º quadrante é formado pelos atores autônomos— estes não são influentes e são independentes ao sistema estudado; o 4º quadrante é composto pelos atores dominados, que são pouco influentes e muito dependentes.

Por sua vez, a matriz de posição valorizada proporcionou a elaboração do mapa de convergência entre os atores, além de um histograma de implicações dos atores em relação aos seus objetivos e a geração de uma escala competitiva por objetivo, capaz de identificar atores favoráveis e contrários aos objetivos do sistema.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

As variáveis escolhidas e suas respectivas influências e dependências com base na matriz de influência direta podem ser visualizadas na Tabela 6. Ao analisar os dados, têm-se como variáveis mais influentes a legislação e as medidas de gestão e governança; por outro lado, a variável de sociedade e qualidade de vida apresenta-se como a mais dependente do sistema. Por sua vez, o acesso à água apresenta-se como uma variável altamente influente e dependente dentro do sistema.

Tabela 6 - Valores e influência e dependência líquida de cada variável

Nº	Variável	Influência	Dependência
1	Acesso à Água	29	29
2	Uso e Ocupação do Solo	26	25
3	Sociedade e Qualidade de Vida	26	29
4	Características Culturais	23	19
5	Crescimento Econômico	27	28
6	Desempenho Industrial	23	28
7	Agricultura e Pecuária	25	28
8	Legislação	28	22
9	Gestão e Governança	28	28
10	Reposta a Eventos Extremos	25	25
11	Infraestrutura Hídrica	24	23
	Total	284	284

Fonte: Elaborado pelos autores

O mapa de influência e dependência das variáveis (Fig. 2) as classifica conforme os quadrantes do gráfico. Dessa forma, para a análise em questão,

percebe-se que a infraestrutura hídrica e as características culturais da população, podem ser dispensadas. Por outro lado, a legislação é clas-

sificada como a variável que rege o futuro, sendo altamente influente e pouco dependente das demais, conforme previsto por Tundisi (2006) e Vieira (2003). O primeiro quadrante indica que o acesso à água, as medidas de gestão e governança e o crescimento econômico acarretam mudanças significativas no sistema a partir da influência das demais variáveis sobre elas, uma vez que es-

sas possuem grande influência e dependência. Em contrapartida, as variáveis do quarto quadrante (uso e ocupação do solo, sociedade e qualidade de vida, resposta a eventos extremos, agricultura e pecuária) são classificadas como variáveis de resposta, refletindo fortemente as mudanças ocorridas nas variáveis de maior influência contidas no primeiro e segundo quadrante (CAMPOS, 2015).

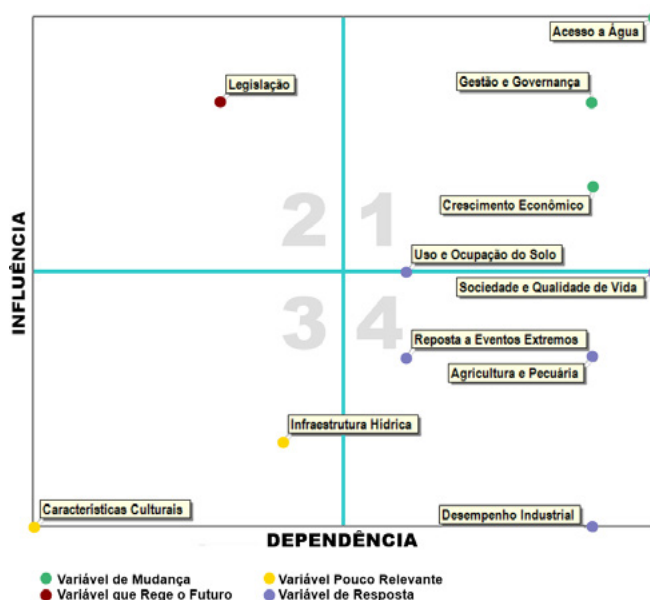


Figura 2 - Mapa de influência e dependência entre as variáveis
Fonte: Elaborado pelos autores

A comparação entre os resultados dos atores permite observar a deformação das alianças e conflitos potenciais, tendo em vista as hierarquias de objetivos e de relações de força entre os

atores. A Tabela 7 lista os atores escolhidos e os objetivos de cada um, conforme previstos na Lei 9.433/97, nos portais dos órgãos envolvidos e na bibliografia consultada.

Tabela 7 - Atores envolvidos e seus respectivos objetivos no sistema

Ator	Objetivo
População	Possuir acesso à água potável
Pequenos Agricultores	Garantir o fornecimento água para atividades agrícolas e pecuárias
Latifundiários	Expandir suas áreas agrícolas e ter acesso ilimitado à água
Companhias de Água	Possuir acesso ininterrupto à água
Agência Nacional de Águas	Regular, monitorar e planejar ações sobre recursos hídricos no país
Ministério do Desenvolvimento Regional e Secretarias de Estado	Planejar e coordenar obras contra as secas e de infraestrutura hídrica
Conselhos Nacionais e Estaduais de RH	Desenvolver regras de mediação entre os diversos usuários da água
Comitês de Bacia	Avaliar os reais e diferentes interesses sobre os usos das águas nas bacias hidrográficas
Órgãos Gestores Estaduais	Gerir águas de domínio dos estados e planejar e promover ações direcionadas à preservação da quantidade e da qualidade das águas
Grandes Empresários	Possuir acesso à água de forma ininterrupta para o funcionamento do comércio e indústria

Fonte: Elaborado pelos autores

As relações de poder entre os atores envolvidos está numericamente expressa como uma escala líquida de influência (Tabela 8), onde o sinal positivo de influência indica que o ator exerce mais influência do que recebe, enquanto o sinal negativo indica que o ator recebe mais influência do que exerce. Dessa forma, podemos destacar a

fragilidade dos pequenos agricultores, uma vez que o agronegócio provoca a territorialização do capital, subordinando os camponeses à sua lógica (SANTOS, 2016). Por outro lado, o Ministério do Desenvolvimento Regional e as Secretarias de Estado são elencadas como altamente influentes sobre os atores do sistema.

Tabela 8 - Escala líquida de influência entre os atores

Ator	POP	PAGRI	LATF	COMPA	ANA	MDRS	CERH	COMB	OGE	GEMP	INF
População (POP)	-	14	-1	10	3	-1	6	6	10	2	49
Pequenos Agricultores (PAGRI)	-14	-	-13	-7	-13	-15	-8	-10	-7	-6	-93
Latifundiários (LATF)	1	13	-	8	3	-1	4	3	10	4	45
Companhias de Água (COMPA)	-10	7	-8	-	-8	-9	-2	-4	-1	-1	-36
Agência Nacional de Águas (ANA)	-3	13	-3	8	-	-4	4	2	9	1	27
Ministério do Desenvolvimento Regional e Secretarias de Estado (MDRS)	1	15	1	9	4	-	7	7	11	4	59
Conselhos Nacionais e Estaduais de RH (CNERH)	-6	8	-4	2	-4	-7	-	0	2	0	-9
Comitês de Bacia (COMB)	-6	10	-3	4	-2	-7	0	-	3	-1	-2
Órgãos Gestores Estaduais (OGE)	-10	7	-10	1	-9	-11	-2	-3	-	-1	-38
Grandes Empresários (GEMP)	-2	6	-4	1	-1	-4	0	1	1	-	-2
Influência (INF)	49	-93	45	-36	27	59	-9	-2	-38	-2	-

Fonte: Elaborado pelos autores

O mapa de influência e dependência entre os atores (Fig. 3) enquadra os atores de acordo com suas funções no sistema, sendo os Pequenos Agricultores e as Companhias de Água atores dominados pelo sistema, ou seja, eles são altamente afetados e conseqüentemente influenciados pelas ações dos demais componentes, por outro lado, os Grandes Empresários e os Conselhos Nacionais e Estaduais de Recursos Hídricos aparecem como atores autônomos, esses influenciam o sistema de forma mais indireta e não dependem diretamente das ações dos demais atores.

Na Fig. 4, em contrapartida, têm-se os atores enquadrados no primeiro quadrante (Comitês de Bacia e Órgão Gestores Estaduais), representando um elo entre as ações tomadas pelos atores dominantes (Ministério do Desenvolvimento

Regional e Secretarias de Estado, População, Latifundiários e Agência Nacional de Águas) e os atores dominados, tendo grande influência e dependência no sistema.

A partir do preenchimento da matriz de posição valorizada, é possível identificar os objetivos que convergem dentro do sistema. A Fig. 4 ilustra essas relações e demonstra a convergência entre os objetivos dos Órgãos Gestores Estaduais, da Agência Nacional de Águas, Comitês de Bacia, Ministério do Desenvolvimento Regional e Secretarias de Estado e Conselhos Nacionais e Estaduais e Recursos Hídricos. Por outro lado, a População e as Companhias de Água também convergem seus objetivos entre si, diferentemente dos demais atores, que possuem objetivos particulares.



Figura 3 - Mapa de influência e dependência entre os atores
 Fonte: Elaborado pelos autores

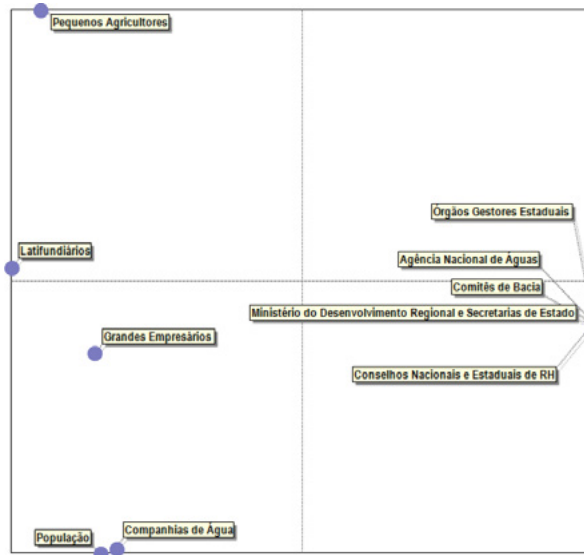


Figura 4 - Mapa de convergência entre os objetivos dos atores
 Fonte: Elaborado pelos autores

O histograma de implicações dos atores em relação aos seus objetivos (Fig. 5) mostra o posicionamento dos atores em relação aos objetivos

de cada um. Essa análise é elaborada a partir de pesos relativos à concordância e discordância dos objetivos.

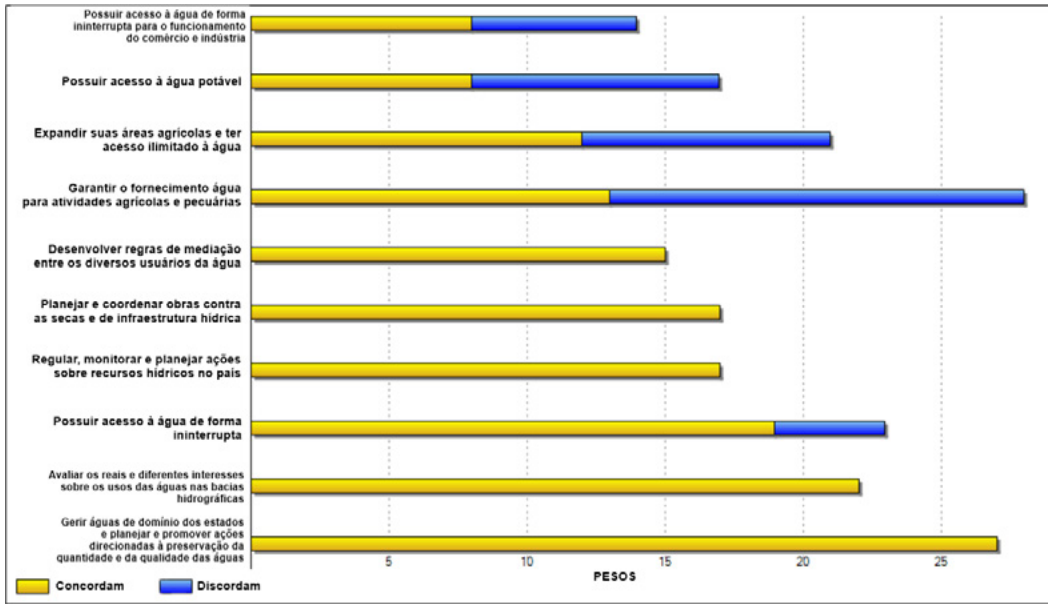


Figura 5 - Histograma de implicações dos atores em relação aos seus objetivos
 Fonte: Elaborado pelos autores

O histograma revela que os objetivos de caráter regulador propostos pelo CNERH, MDRS, ANA, COMB e OGE não são contestados pelos demais atores; entretanto, o objetivo dos Pequenos Agricultores, Latifundiários, Grandes Empresários e População geram potenciais conflitos no sistema, uma vez que nem todos os atores concordam com os objetivos propostos.

Por fim, são listadas duas escalas competitivas por objetivo, que analisam o propósito de possuir acesso à água potável por parte da população e a expansão das áreas agrícolas e acesso ilimitado à água por parte dos latifundiários, conforme

ilustrado na Fig. 6. Com relação ao objetivo da população (Fig. 6A), é possível visualizar os atores que contribuem para a realização do objetivo: são as COMP, ANA, MDRS, CNERH, COMB e OGE, enquanto os PAGRI, LATF e GEMP competem pelo objetivo e podem se tornar obstáculos para o seu cumprimento, deixando o sistema equilibrado. Por outro lado, os objetivos dos latifundiários (Fig. 6B) encontram-se favoráveis dentro do sistema, uma vez que os atores contrários ao objetivo (POP, PAGRI, COMPA e GEMP) exercem uma menor influência se comparados aos atores favoráveis a esse propósito.

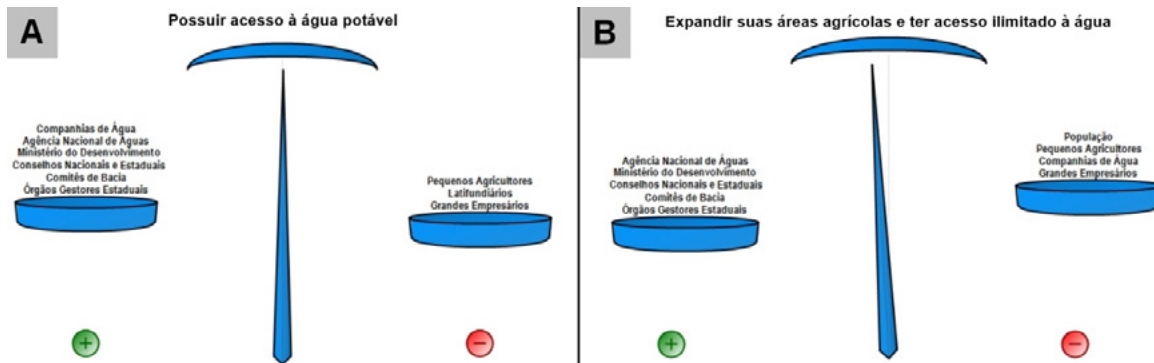


Figura 6 - Escalas competitivas de acordo com os objetivos da população (A) e latifundiários (B)
 Fonte: Elaborado pelos autores

6 CONCLUSÕES

As análises realizadas neste estudo por meio dos métodos MICMAC e MACTOR demonstram uma forma de refletir sobre o comportamento dos atores envolvidos no sistema de recursos hídricos do semiárido e contribuir para a formulação de análises prospectivas para recomendações estratégicas.

Com relação à análise das variáveis estudadas, é possível notar o papel crucial do cumprimento das legislações do país, uma vez que essa foi a única variável categorizada com capacidade de reger o futuro do sistema de acordo com os modelos aplicados. Em contrapartida, para análises e construções de modelos mais simplificados, o método demonstra que as características culturais e infraestrutura hídrica podem ser dispensadas. A inserção prescindível da infraestrutura contrapõe as ideias historicamente enraizadas nos gestores da região, onde grandes obras hídricas sempre foram vistas como a única solução para garantir a segurança hídrica dos centros urbanos a longo prazo. Vale ressaltar que a análise das características culturais da região é de suma importância em diversas esferas de análise dos recursos hídricos; entretanto, devido à dificuldade em quantificar esses aspectos, a variável pode ser dispensada para a construção de cenários futuros.

A relação entre os atores estudados demonstra a fragilidade dos pequenos agricultores, figuras muito presentes no semiárido brasileiro que nas últimas décadas têm sua presença ameaçada pela grande expansão latifundiária na região. Os resultados mostram a grande dependência que esses atores possuem dos órgãos governamentais e suas dificuldades em exercer alguma influência dentro do sistema.

Com relação aos objetivos dos atores, é notória a necessidade de convergência entre as ações dos órgãos públicos com os comitês de bacia, além dos interesses das companhias de água em garantir o acesso à água para a população, uma vez que seus

recursos econômicos dependem desse fornecimento. Em contrapartida, é possível notar que nem todos os atores concordam com a prioridade da água para a população, uma vez que o histograma de implicações detectou que alguns dos atores discordam, de forma direta ou indireta, desse acesso.

Dessa forma, pode-se concluir que a elaboração de cenários futuros com ênfase em recursos hídricos deve analisar as diversas escalas de influência entre os atores envolvidos e definir a esfera de atuação desses modelos, uma vez que o sistema é altamente complexo e vai muito além de aspectos hidrológicos. Vale salientar que o estudo focou em variáveis e atores considerados essenciais ao sistema hídrico da região semiárida como um todo, tornando a inserção de novas variáveis e atores totalmente plausíveis à medida que o estudo é realizado em menor escala.

7 FONTES DE FINANCIAMENTO

Esta pesquisa foi financiada pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código Financeiro 001 (Concessão nº 88882.455177 / 2019-01), no âmbito do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande.

8 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Brito HC; **Metodologia:** Brito HC e Rufino IAA; **Investigação:** Brito HC e Rufino IAA; **Redação - Primeira versão:** Brito HC; **Redação - Revisão & Edição:** Brito HC e Rufino IAA; **Supervisão:** Rufino IAA.

9 REFERÊNCIAS

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Portal da Agência Nacional de Águas.** Disponível em: <<https://www.ana.gov.br/noticias/agencia-nacional-de-aguas-e-ministerio-do-meio-ambiente-comecam-a-formular-novo-plano-nacional-de-recursos-hidricos>>. Acesso em: 7 nov. 2019.

- ANGELOTTI, F.; SIGNOR, D.; GIONGO, V. Mudanças climáticas no Semiárido brasileiro: experiências e oportunidades para o desenvolvimento. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 8, p. 484–495, 2015.
- BATES, B. et al. **Climate Change and Water**. Technical Paper of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva: IPCC Secretariat, 2008.
- BEZERRA, A. P. **Governança de água para distintos níveis de planejamento no Semiárido da Paraíba: análise para o período 2012–2018**. [s.l.] Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, Paraíba, Brasil, 2019.
- BEZERRA, N. F. Água no semiárido nordestino experiências e desafios. In: HOFMEISTER, W. (Ed.). **Água e Desenvolvimento Sustentável no Semiárido**. Fortaleza: Fundação Konrad Adenauer, 2002. p. 35–52.
- BRASIL. **Lei no 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21**, 1997. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9433.htm>
- BRASILEIRO, R. S. **Alternativas de desenvolvimento sustentável no semiárido nordestino: da degradação à conservação**. v. 5, n. 5, 2009.
- BRITO, L. DE L.; SILVA, A. DE S.; PORTO, E. R. Disponibilidade de água e a gestão dos recursos hídricos. In: EMBRAPA (Ed.). **Embrapa Semiárido**. [s.l: s.n.]. p. 15–32.
- BURSZTYN, M.; CHACON, S. S. Ligações perigosas: proteção social e clientelismo no Semiárido Nordeste. **Estudos Sociedade e Agricultura**, 2011.
- CAMPOS, J. N. B. Paradigms and Public Policies on Drought in Northeast Brazil: A Historical Perspective. **Environmental Management**, v. 55, n. 5, p. 1052–1063, 21 maio 2015. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0444-x>
- CARVALHO, L. A.; ESPINDULA, D. H. P. Vozes da seca: representações da transposição do Rio São Francisco. **Arquivos Brasileiros de Psicologia**, v. 66, n. 1, p. 135–151, 2014.
- CIRILO, J. A. Políticas públicas de recursos hídricos para o semi-árido. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, p. 61–82, 2008. <https://doi.org/10.1590/S0103-40142008000200005>
- CURRY, E. et al. Linked water data for water information management. 11th International conference on hydroinformatics (HIC). **Anais...**2014
- ANDRADE, A. J. P.; DE SOUZA, C. R.; DA SILVA, N. M. A vulnerabilidade e a resiliência da agricultura familiar em regiões semiáridas: o caso do Seridó Potiguar. **CAMPO-TERRITÓRIO: revista de geografia agrária**, v. 8, n. 15, 2013.
- DE ARAÚJO, J. C. et al. Water Scarcity Under Scenarios for Global Climate Change and Regional Development in Semiarid Northeastern Brazil. **Water International**, v. 29, n. 2, p. 209–220, jun. 2004. <https://doi.org/10.1080/02508060408691770>
- AZEVEDO, D. C. F. Água: importância e gestão no semiárido nordestino. **POLÊMICA**, v. 11, n. 1, p. 74–81, 2012. <https://doi.org/10.12957/polemica.2012.2992>
- FOLHES, M. T.; RENNÓ, C. D.; SOARES, J. V. Remote sensing for irrigation water management in the semiarid Northeast of Brazil. **Agricultural Water Management**, v. 96, n. 10, p. 1398–1408, out. 2009. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2009.04.021>
- GAISER, T. et al. **Global change and regional impacts: Water availability and vulnerability of ecosystems and society in the semiarid Northeast of Brazil**. [s.l.] Springer Science & Business Media, 2003.
- GALLOPÍN, G. C. Three global water scenarios. **International Journal of water**, v. 1, n. 1, p. 16–40, 2000.
- GARFÍ, M. et al. Multi-criteria analysis for improving strategic environmental assessment of water programmes. A case study in semiarid region of Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 92, n. 3, p. 665–675, mar. 2011. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.10.007>
- GARJULLI, R. Os recursos hídricos no semi-árido. **Ciência e Cultura**, v. 55, n. 4, p. 38–39, 2003.
- GIORDANO, M.; SHAH, T. From IWRM back to integrated water resources management. **International Journal of Water Resources Development**, v. 30, n. 3, p. 364–376, 3 jul. 2014. <https://doi.org/10.1080/07900627.2013.851521>
- GODET, M.; DURANCE, P. **A prospectiva estratégica: para as empresas e os territórios**. [s.l.] DUNOD, 2011.
- GODET, M.; LESOURNE, J. P. **Crise de la prévision, essor de la prospective: exemples et méthodes**. [s.l.] Presses universitaires de France, 1977.
- GUIMARÃES JR, J. A. Reforma hídrica do Nordeste como alternativa à Transposição do Rio São Francisco. **Cadernos do CEAS: Revista crítica de humanidades**, v. 227, p. 80–88, 2016.
- JACOBI, P. R.; FRANCALANZA, A. P. Comitês de bacias hidrográficas no Brasil: desafios de fortalecimento da gestão compartilhada e participativa. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 11, 30 dez. 2005. <http://dx.doi.org/10.5380/dma.v11i0.7816>
- KROL, M. et al. The semiarid integrated model (SIM), a regional integrated model assessing water availability, vulnerability of ecosystems and society in NE-Brazil. **Physics and Chemistry of the Earth, Part B: Hydrology, Oceans and Atmosphere**, v. 26, n. 7–8, p. 529–533, jan. 2001. [https://doi.org/10.1016/S1464-1909\(01\)00045-4](https://doi.org/10.1016/S1464-1909(01)00045-4)
- LEMOS, M. C.; DE OLIVEIRA, J. L. F. Can Water Reform Survive Politics? Institutional Change and River Basin Management in Ceará, Northeast Brazil. **World Development**, v. 32, n. 12, p. 2121–2137, dez. 2004. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2004.08.002>
- LIU, Y. et al. Multiregional input-output analysis for energy-water nexus: A case study of Pearl River Delta urban agglomeration.

- Journal of Cleaner Production**, v. 262, p. 121255, jul. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121255>
- MACDONALD, G. M. Water, climate change, and sustainability in the southwest. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 107, n. 50, p. 21256–21262, 14 dez. 2010. <https://doi.org/10.1073/pnas.0909651107>
- MACHADO, C. J. S. Recursos hídricos e cidadania no Brasil: limites, alternativas e desafios. **Ambiente & Sociedade**, v. 6, n. 2, p. 121–136, 2003. <https://doi.org/10.1590/S1414-753X2003000300008>
- MDR - MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO REGIONAL. **Semiárido Brasileiro**. Disponível em: <<https://www.mdr.gov.br/irrigacao/semiarido-brasileiro>>. Acesso em: 16 abr. 2020.
- MENDES, M.; FENNER, R. DOS S.; ROSA, M. P. A. Meio Ambiente, Economia e Educação no Semiárido Brasileiro. **ÁGORA Revista Eletrônica**, v. 1, n. 22, 2016.
- MILHORANCE, C. et al. O DESAFIO DA INTEGRAÇÃO DE POLÍTICAS PÚBLICAS PARA A ADAPTAÇÃO ÀS MUDANÇAS CLIMÁTICAS NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 24, 2019. <http://dx.doi.org/10.5380/abclima.v24i0.56484>
- MONTENEGRO, A.; RAGAB, R. Hydrological response of a Brazilian semiarid catchment to different land use and climate change scenarios: a modelling study. **Hydrological Processes**, v. 24, n. 19, p. 2705–2723, 15 set. 2010. <https://doi.org/10.1002/hyp.7825> <https://doi.org/10.1016/j.jhydro.2012.02.036>
- MONTENEGRO, S.; RAGAB, R. Impact of possible climate and land use changes in the semi arid regions: A case study from North Eastern Brazil. **Journal of Hydrology**, v. 434–435, p. 55–68, abr. 2012.
- PAHL-WOSTL, C. et al. The importance of social learning and culture for sustainable water management. **Ecological Economics**, v. 64, n. 3, p. 484–495, jan. 2008. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.08.007>
- PAHL-WOSTL, C.; MOSTERT, E.; TÀBARA, D. The growing importance of social learning in water resources management and sustainability science. **Ecology and Society**, v. 13, n. 1, p. 24, 2008.
- PLATE, E. J. Sustainable Development of Water Resources: A Challenge to Science and Engineering. **Water International**, v. 18, n. 2, p. 84–94, 22 jun. 1993. <https://doi.org/10.1080/02508069308686154>
- PONTES, A. G. V. et al. Os perímetros irrigados como estratégia geopolítica para o desenvolvimento do semiárido e suas implicações à saúde, ao trabalho e ao ambiente. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 18, p. 3213–3222, 2013.
- RIBOT, J. C.; MAGALHÃES, A. R.; PANAGIDES, S. **Climate variability, climate change and social vulnerability in the semi-arid tropics**. [s.l.] Cambridge University Press, 2005.
- ROCHA, R.; SOARES, R. R. Water scarcity and birth outcomes in the Brazilian semiarid. **Journal of Development Economics**, v. 112, p. 72–91, jan. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jdevco.2014.10.003>
- SABOURIN, E. Meio ambiente e sustentabilidade da agricultura familiar no semi-árido Nordeste. **Raízes**, ano XVIII, v. 20, p. 132–143, 1999. <https://doi.org/10.37370/raizes.1999.v.173>
- SANTOS, R. M. A formação do Movimento dos Pequenos Agricultores - MPA: por soberania alimentar, contra a mercadorização do campo no Brasil. **Revista NERA**, v. 19, n. 31, p. 10–31, 2016. <https://doi.org/10.47946/rnera.v0i31.3638>
- SILVA, A. M. C.; CUNHA, M. C. C.; LOPES, D. V. Qualidade da água como reflexo de atividades antrópicas em bacias hidrográficas do Nordeste, Brasil. **Geosul**, v. 34, n. 72, p. 102–123, 25 jul. 2019. <http://doi.org/10.5007/1982-5153.2019v34n72p102>
- SILVA, P. C. G. DA et al. Caracterização do Semiárido brasileiro: fatores naturais e humanos. In: **Embrapa Semiárido**. Petrolina: Embrapa, 2010a. p. 18–48.
- SILVA, P. C. G. DA et al. Caracterização do Semiárido brasileiro: fatores naturais e humanos. In: **Semiárido brasileiro: pesquisa, desenvolvimento e inovação**. Petrolina: Embrapa Semiárido, 2010b. p. 18–48.
- SILVA, P. H. P. DA; RIBEIRO, M. M. R.; MIRANDA, L. I. B. DE. Uso de cadeia causal na análise institucional da gestão de recursos hídricos em reservatório no semiárido da Paraíba. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 4, p. 637–646, 6 jul. 2017. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522017149982>
- SILVA, J. B. et al. Conflitos sociopolíticos, recursos hídricos e programa um milhão de cisternas na região semiárida da Paraíba. **Novos Cadernos NAEA**, v. 18, n. 2, 28 dez. 2015. <http://dx.doi.org/10.5801/ncn.v18i2.200>
- SOBRAL, M. DO C. M. Estratégia de Gestão dos Recursos Hídricos no Semiárido Brasileiro. **REDE - Revista Eletrônica do PRODEMA**, v. 7, n. 2, 2011.
- SOUSA, J. J. DE B.; ARAÚJO, A. DE B.; DE LIMA, M. DE J. G. Análise do Nível da Atividade Agropecuarista no Semiárido Brasileiro. In: PAVAN, L. S. (Ed.). **As Teorias Econômicas e a Economia Aplicada**. Ponta Grossa: Antonella Carvalho de Oliveira, 2018.
- TUNDISI, J. G. Novas perspectivas para a gestão de recursos hídricos. **Revista USP**, v. 70, p. 24–35, 2006.
- VIEIRA, V. P. P. B. Sustentabilidade do semiárido brasileiro: desafios e perspectivas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 7, n. 4, p. 105–112, 2002.
- VIEIRA, V. P. P. B. Desafios da gestão integrada de recursos hídricos no semi-árido. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n. 2, p. 7–17, 2003.
- VILJOEN, F. C. The World Health Organization's water safety plan is much more than just an integrated drinking water quality management plan. **Water Science and Technology**, v. 61, n. 1, p. 173–179, jan. 2010.

Composição gravimétrica e classificação de resíduos sólidos depositados em aterro sanitário no semiárido brasileiro




Gravimetric composition and classification of municipal solid waste landfill in the brazilian semiarid




• **Data de entrada:**
07/10/2019

• **Data de aprovação:**
16/05/2022

Naiara Angelo Gomes^{1*} | Elba Magda de Souza Vieira² | Elisângela Maria da Silva² | Márbara Vilar de Araújo Almeida² | Márcio Camargo de Melo² | Veruschka Escarião Dessoles Monteiro² DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2022.059>

ORCID ID

Gomes NA  <https://orcid.org/0000-0001-6277-2522>
Vieira EMS  <https://orcid.org/0000-0003-4907-0176>
Silva EM  <https://orcid.org/0000-0002-6572-1699>

Almeida MVA  <https://orcid.org/0000-0003-2672-7040>
Melo MC  <https://orcid.org/0000-0001-6215-8100>
Monteiro VED  <https://orcid.org/0000-0002-7714-5692>

Resumo

O objetivo deste trabalho foi realizar a composição gravimétrica e a classificação de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) dispostos no Aterro Sanitário em Campina Grande, Paraíba, Brasil. Para isso, coletaram-se aproximadamente 731 kg de resíduos com tempo de aterramento de sete dias, em duas Células do citado Aterro, que foram utilizados tanto para a realização da composição gravimétrica como para o preparo dos extratos solubilizado e lixiviado empregados na classificação dos RSU. Os resultados demonstraram que os RSU dispostos nas Células avaliadas são constituídos, principalmente, de material misto, atingindo 71%, seguido de plástico com 13,2% e matéria orgânica com 5,1%. Em relação à classificação desses resíduos, constatou-se que, devido ao fato de as concentrações dos elementos Pb, Cr e Cd ultrapassarem os limites estabelecidos no Anexo G da NBR 10.004 e os metais As, Ba, Pb, Cr, Ag e Cd terem apresentado baixa capacidade de lixiviação, tais RSU foram classificados como Classe IIA. Diante disso, conclui-se que os RSU estudados não apresentam periculosidade para o meio ambiente e a saúde pública quanto ao critério toxicidade, levando em consideração os metais analisados e o seu adequado gerenciamento.

Palavras-chave: Composição gravimétrica. NBR 10.004. Teste de lixiviação. Teste de solubilização. Toxicidade.

Abstract

The objective of this work was to perform the gravimetric composition and classification of municipal solid waste (MSW) disposed in the landfill in Campina Grande, Paraíba, Brazil. For this investigation, approximately 731 kg of waste were collected and placed in two cells of the aforementioned landfill, which were used both for the performance of the gravimetric composition, as well as for the preparation of the solubilized and leached extracts, used to determine the concentrations of metal elements and to classify the MSW as to its toxicity. The results showed that the MSW disposed in the evaluated cells consists mainly of mixed material, reaching 71%, followed by plastic with 13,2% and organic matter with 5,1%. Regarding the classification of the solid waste, it was found that, due to the concentrations of the elements Pb, Cr and Cd having exceeded the limits

¹ Universidade Federal de Campina Grande - UFCG - Pombal - Paraíba - Brasil.

² Universidade Federal de Campina Grande - UFCG - Campina Grande - Paraíba - Brasil.

* **Autora correspondente:** naiaraangeloccta@gmail.com.

set in annex G of NBR 10.004, and the metals As, Ba, Pb, Cr, Ag and Cd having presented low leaching capacity, such MSW has been classified as IIA. Therefore, the municipal solid waste studied does not present any danger to the environment and public health regarding the toxicity criteria, taking into consideration the analyzed metals and their proper management.

Keywords: Gravimetric composition. NBR 10.004. Leaching test. Solubilization test. Toxicity.

1 INTRODUÇÃO

No Brasil, a classificação dos Resíduos Sólidos (RS) quanto aos riscos potenciais à saúde pública e ao meio ambiente encontra-se institucionalizada na NBR 10.004 da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 2004a). Tal norma estabelece o enquadramento desses resíduos, dependendo de suas características, em duas classes: (i) Classe I ou resíduos perigosos; e (ii) Classe II ou resíduos não perigosos, subdividindo-se em Classe IIA (resíduos não perigosos e não inertes) e Classe IIB (resíduos não perigosos e inertes).

Um dos critérios utilizados para a classificação dos RS em Classe I refere-se a sua toxicidade, e para isso são realizados testes de lixiviação, conforme a NBR 10.005 (ABNT, 2004b). Já o enquadramento dos resíduos em Classe IIA ou Classe IIB, dar-se-á por meio da execução de testes de solubilização, segundo a NBR 10.006 (ABNT, 2004c). Diversos parâmetros são usados como base para essa classificação, encontrando-se citados nos Anexos F e G da NBR 10.004 (ABNT, 2004a), entre os quais, podem-se elencar os seguintes metais pesados: arsênio (As), bário (Ba), cádmio (Cd), chumbo (Pb), cromo total (Cr), mercúrio (Hg), prata (Ag), selênio (Se), alumínio (Al), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn).

É importante destacar que os Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), por serem semelhantes aos resíduos gerados em restaurantes (maior porcentagem de matéria orgânica putrescível) e apresentarem a característica de biodegradabilidade, são classificados, de acordo com a NBR 10.004

(ABNT, 2004a), em resíduos Classe IIA. No entanto, destaca-se que, em função de os RSU serem constituídos por materiais provenientes de diferentes fontes, estes podem conter diversas substâncias capazes de causar toxicidade à saúde pública e ao meio ambiente, a exemplo de metais pesados e Nitrogênio Amoniacal Total (NAT).

De acordo com Garcez (2009), os principais constituintes tóxicos inerentes aos RSU são os metais pesados e o NAT na forma de amônia gasosa ou livre (NH₃). Esses elementos são considerados potencialmente perigosos para o meio ambiente, uma vez que representam riscos de toxicidade em meios aquáticos, na atmosfera e nos solos (PABLOS et al., 2011), como também podem ocasionar a inibição do crescimento microbiano no processo de degradação anaeróbia dos RSU e, ainda, causar danos à saúde pública.

Diante do exposto, ressalta-se que diversos estudos com a finalidade de enquadrar os RS quanto aos seus riscos potenciais à saúde pública e ao meio ambiente foram realizados por pesquisadores como Sisinno (2003), Melo et al. (2005), Lima e Cabral (2012), Silva (2015), Silva et al. (2015); Silva (2016) e Silva (2022).

Sendo assim, o desenvolvimento de estudos nessa temática tem se tornado frequente e de suma importância, pois contribuem para a criação de um banco de dados que pode ser utilizado na tomada de decisão no que se refere à otimização do gerenciamento de RSU em aterros; na presunção de impactos ambientais negativos que podem ser causados à saúde da população

e ao meio ambiente; e ainda, em última análise, na reformulação de normas técnicas brasileiras, caso seja necessário. Nessa perspectiva, o objetivo deste trabalho foi determinar a composição em termos de percentagem e classificar de acordo com a NBR 10.004 (ABNT, 2004a) os RSU aterrados (tempo de aterramento de sete dias) no Aterro Sanitário em Campina Grande (ASCG), Paraíba (PB), Brasil. Salienta-se que este estudo

constitui-se em ponto de partida para o desenvolvimento de investigações mais avançadas e aprofundadas sobre o tema abordado.

2 METODOLOGIA

As etapas metodológicas para a execução desta pesquisa estão apresentadas na Fig. 1.

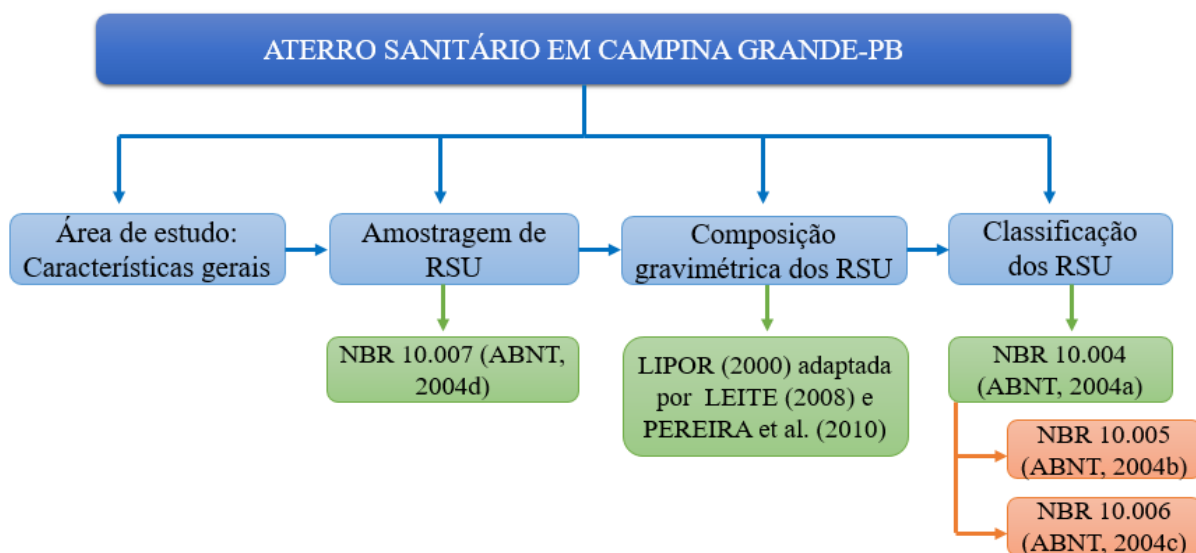


Figura 1 - Fluxograma com etapas metodológicas

Fonte: Autoria própria (2020)

Legenda: RSU - Resíduos Sólidos Urbanos; NBR - Norma Brasileira; ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas.

2.1 Área de estudo: Características gerais

A área de estudo para o desenvolvimento desta pesquisa foi o Aterro Sanitário localizado no município de Campina Grande-PB (ASCG) (Fig. 2). Esse Aterro encontra-se a 10.000 m do perímetro urbano do citado município, possui uma área territorial de 640.000 m², dos quais 400.000 m² foram designados à construção de 22 células para o aterramento dos RSU, e situa-se nas seguintes coordenadas UTM 829172 e 9194834.

Cabe destacar que Campina Grande-PB pertence à mesorregião do Agreste da Borbore-

ma, sob coordenadas geográficas de 07°13' latitude S e 35° 53' longitude W e possui uma altitude média de 555 metros acima do nível do mar. As temperaturas máximas e mínimas anuais ficam em torno de 30°C a 20°C no verão e de 18°C a 13°C no inverno. Além disso, o município está incluído na área de abrangência do Semiárido Brasileiro, caracterizando-se por apresentar: (i) precipitação pluviométrica média anual de 800 mm; (ii) índice de aridez de até 0,5; (iii) risco de seca ou prolongamento da estação seca, de um ano para outro, maior que 60% (INSA, 2013).

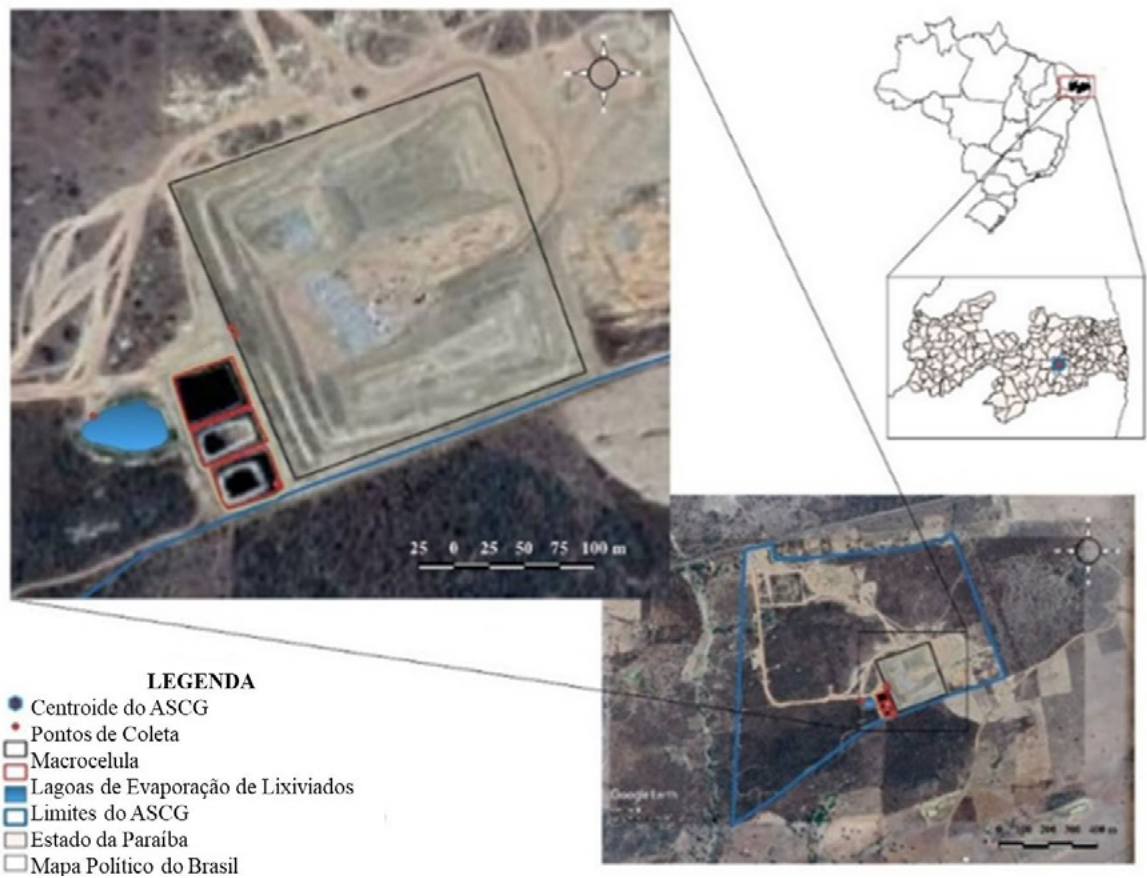


Figura 2 - Localização do ASCG

Fonte: Grupo de Geotecnia Ambiental (GGA)/UFCG (2018)

No período da pesquisa, em meados de maio de 2018, o ASCG estava recebendo em média 500 toneladas de RSU por dia (tRSU.dia⁻¹) provenientes de 19 municípios pertencentes ao estado da Paraíba, Brasil: Alcantil, Areia, Barra de Santana, Boa Vista, Coxixola, Cubati, Gado Bravo, Itatuba, Lagoa Seca, Massaranduba, Montadas, Prata, Puxinanã, Queimadas, Riacho de Santo Antônio, Riachão do Bacamarte, Santa Cecília, Serra Redonda. Dentre os municípios citados, Campina Grande-PB foi responsável por dispor diariamente cerca de 95% da massa total de resíduos, enquanto os 5% restantes foram oriundos dos demais municípios supracitados.

A configuração do ASCG, no mês de maio de 2018, pode ser observada na Fig. 3. Inicialmente, no ASCG, foram construídas quatro Células para a disposição de RSU: Célula 1 (C1), Célula 2 (C2), Célula 3 (C3) e Célula 4 (C4). Após mudanças ocorridas na operação desse Aterro, as Células citadas começaram a ser unificadas, estando em operação os trechos que visam unir a Célula 1 com a Célula 2 (C1+2) e a Célula 3 com a Célula 4 (C3+4), como ilustrado na Fig. 3. Diante disso, pode-se dizer que o ASCG constitui-se de uma única Célula (macrocélula) em operação, com dimensões de 228 m x 228 m (comprimento e largura) e altura aproximada de 25 m.

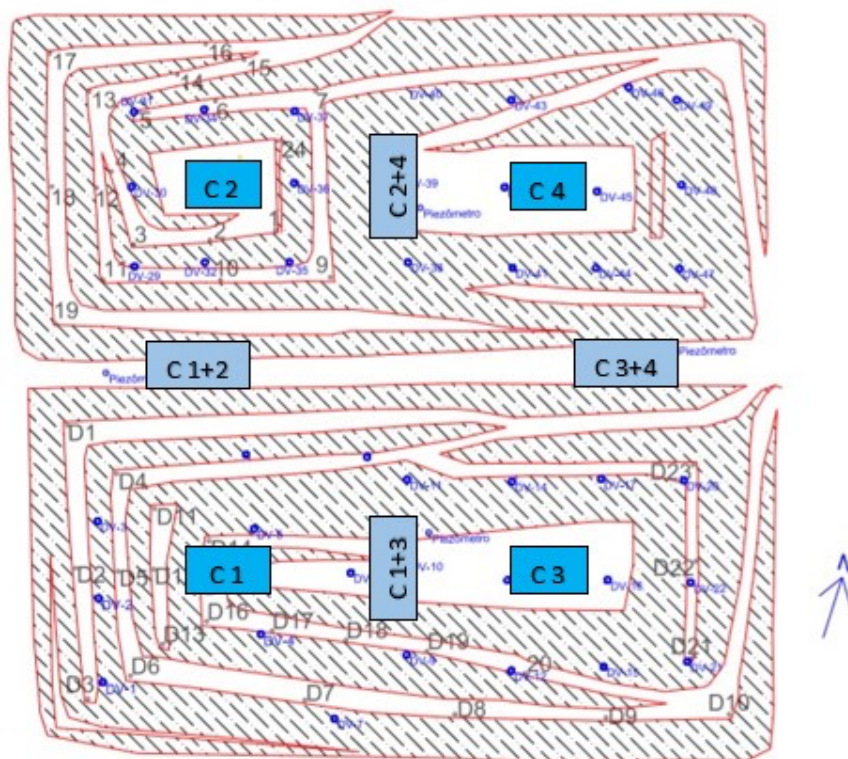


Figura 3 - Configuração do ASCG
Fonte: GGA/UFCG (2018)

2.2 Amostragem dos resíduos sólidos urbanos

Os RSU utilizados para a realização da composição gravimétrica e a obtenção dos extratos lixiviado e solubilizado – classificação quanto ao critério toxicidade – foram coletados nas Células denominadas de C 1+2 e C 3+4, conforme observado na Fig. 3. A amostragem dos RSU nos locais citados ocorreu no mês de maio de 2018, seguindo um planejamento estatístico, a fim de obter uma amostra fidedigna dos RSU aterrados no ASCG, com tempo de aterramento de sete dias.

É importante destacar que os RSU investigados foram coletados em seis diferentes pontos de amostragem, com auxílio de uma escavadeira hidráulica, e de acordo com as recomendações de Vieira (2018). Tais pontos encontravam-se equidistantes, representando toda a área de disposição dos resíduos.

Em cada ponto de coleta foi feita uma escavação com cerca de 2 metros de profundidade. O material resultante da escavação do primeiro metro foi descartado, pois compreendia a camada intermediária de solo de cobertura do ASCG. Já no segundo metro de escavação, coletaram-se cerca de 1000 kg de RSU aterrados de cada ponto, totalizando uma amostra de aproximadamente 6000 kg ou 6 t (seis toneladas).

Após a coleta, os RSU foram conduzidos a um galpão localizado nas dependências físicas do ASCG. Nesse local, realizaram-se a abertura das sacolas de resíduos, a homogeneização desses RSU e posteriormente o quarteamento (Fig. 4), seguindo as instruções da NBR 10.007 (ABN, 2004d).

Durante a etapa de quarteamento formaram-se quatro pilhas de RSU, sendo que duas em sentido oposto foram descartadas e as outras duas res-

tantes homogeneizadas, resultando novamente em uma única pilha. Após a replicação desses procedimentos por três vezes consecutivas, foi

obtida uma amostra de RSU equivalente a 731,4 kg, utilizada para a realização da composição gravimétrica e a classificação dos resíduos.



Figura 4 - Quarteamento dos RSU que são depositados no ASCG
 Fonte: GGA/UFCG (2018)

2.3 Composição gravimétrica

A composição gravimétrica dos RSU com sete dias de aterramento no ASCG foi executada com base na metodologia apresentada em Lipor (2000), adaptada por Leite (2008) e Pereira et al. (2010).

Nesse caso, os RSU amostrados nas Células C1+2 e C3+4 foram segregados em 11 categorias distintas: plástico, matéria orgânica putrescível, vidro, metal, têxteis e couros, compósitos,

têxteis sanitários, papel, papelão, madeira e material misto.

Os resíduos separados por categorias ou grupos foram dispostos sobre uma lona plástica (Fig. 5) e aqueles que não se enquadravam nas categorias mencionadas, sendo de difícil separação, foram denominados material misto. Posteriormente à segregação, esses resíduos foram pesados e a porcentagem de cada categoria foi determinada em relação ao peso total amostrado (731,4 kg).

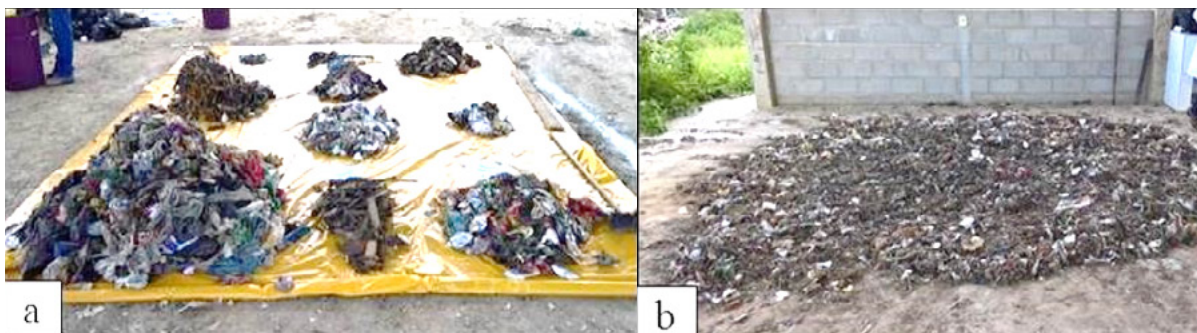


Figura 5 - Segregação dos RSU com sete dias de aterramento no ASCG: a) Resíduos separados por categoria; b) Material misto.
 Fonte: GGA/UFCG (2018)

2.4 Classificação dos resíduos sólidos urbanos

A classificação dos RSU analisados foi realizada por meio de testes de lixiviação e solubilização, os quais objetivaram quantificar as concentrações de metais pesados existentes nos resíduos. Tais testes obedeceram às metodologias apresentadas na NBR 10.005 (ABNT, 2004b) e a NBR 10.006 (ABNT, 2004c), respectivamente. Já a classificação dos RSU deu-se conforme a NBR 10.004 (ABNT, 2004a).

No que diz respeito aos metais pesados avaliados nos extratos lixiviado e solubilizado, estes foram definidos de acordo com os Anexos F e G da NBR 10.004 (ABNT, 2004a), sendo avaliados

seis elementos: arsênio (As), bário (Ba), chumbo (Pb), cromo total (Cr), prata (Ag) e cádmio (Cd). A quantificação dos teores desses elementos foi realizada por meio de espectrometria de absorção atômica, no espectrômetro modelo *AAAnalyst* 200, da marca *PerkinElmer*.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos

A Fig. 6 ilustra a composição gravimétrica obtida para os RSU com sete dias de aterramento no ASCG.

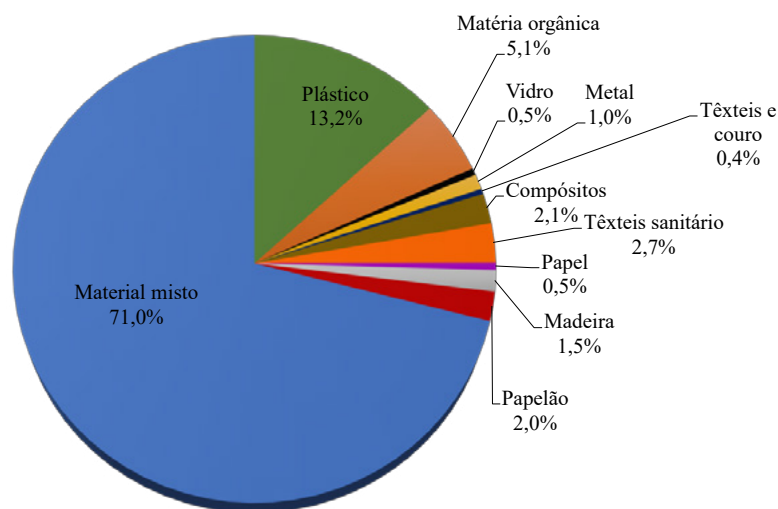


Figura 6 - Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos com sete dias de aterramento
Fonte: GGA/UFCG (2018)

Analisando a Fig. 6, observa-se que a categoria material misto atingiu um percentual de 71,0%, seguido de plástico com 13,2% e matéria orgânica com 5,1%. Ressalta-se que a alta quantidade de material misto presente nos RSU investigados pode estar relacionada ao fato de que os resíduos caracterizados já se encontravam havia sete dias dispostos nas Células, e também já haviam passado pelo processo de homogeneização, compactação e aterramento intermediário, alte-

rando suas propriedades e características naturais. Dessa forma, o material misto é composto basicamente por uma mistura de solo e material orgânico não identificado. Brito (2017), ao trabalhar com resíduos sólidos urbanos aterrados de uma Célula do Aterro Controlado da Muribeca, no município de Jaboatão dos Guararapes-PE, também identificou um elevado percentual de material misto: cerca de 75% do peso da amostragem de resíduos.

Estudos comparativos de composição gravimétrica realizados com os resíduos sólidos urbanos de Campina Grande-PB (cidade que deposita 95% da massa total de RSU no ASCG) demonstraram distintos percentuais de componentes físicos na massa de RSU. Silva (2012), Silva (2016) e Araújo Neto (2016), obtiveram valores de 66%, 47% e 46,5% de matéria orgânica e 11%, 23 % e 16,7% de plástico, respectivamente.

Os diferentes percentuais das frações de matéria orgânica e plástico determinados nesta pesquisa em relação às pesquisas desenvolvidas por Silva (2012), Silva (2016) e Araújo Neto (2016) podem estar associados às diferentes metodologias empregadas para caracterizar os RSU, visto que, no Brasil, ainda não existe uma padronização para realização de composição gravimétrica.

De acordo com a Fig. 6, nota-se um baixo percentual de matéria orgânica, cerca de 5,1%, o qual pode estar relacionado à amostragem dos resíduos nas Células C1+2 e C3+4, uma vez que os RSU amostrados já haviam passado pelo processo de aterramento, misturando solo ao material orgânico, dificultando, dessa forma, a sua identificação. Assim, parte da porcentagem da matéria orgânica pode estar presente na porcentagem de material misto.

Em relação às demais frações de resíduos, os materiais considerados recicláveis (17,2%), como plástico (13,2%), papel (0,5%), papelão (2,0%), vidro (0,5%), metal (1,0%), com compostos (2,1%), madeira (1,5%), têxteis e couro (0,4%), podem influenciar no retardamento do processo de decomposição dos RSU, segundo Vieira (2018).

É importante mencionar que a composição gravimétrica dos RSU tem uma influência direta na explicação da toxicidade dos resíduos, e consequentemente em sua classificação, pois dependendo das porcentagens de materiais encontra-

dos nos RSU, estes podem atribuir um maior ou menor potencial tóxico aos resíduos analisados.

3.2 Classificação dos resíduos sólidos urbanos

Os testes de lixiviação e solubilização são utilizados para determinar as concentrações de elementos orgânicos e inorgânicos inerentes aos resíduos, classificando-os em resíduos perigosos ou não-perigosos. Diante disso, a quantificação dos teores de metais dos extratos lixiviado e solubilizado para os RSU analisados (sete dias de aterramento) encontram-se nas Tabelas 1 e 2, respectivamente.

Tabela 1 - Teste de lixiviação

Elementos	Concentrações (mg.L ⁻¹)	LMP (mg.L ⁻¹)
As	<0,010	1,0
Ba	0,39	70,0
Pb	0,039	1,0
Cr	0,081	5,0
Ag	0,015	5,0
Cd	0,011	0,5

Fonte: Dados da pesquisa (2018); Adaptado da NBR 10.004 (ABNT, 2004a)
Legenda: LMP - Limite Máximo Permitido de acordo com a NBR 10.004.

Tabela 2- Teste de solubilização

Elementos	Concentrações (mg.L ⁻¹)	LMP (mg.L ⁻¹)
As	<0,010	0,01
Ba	0,60	0,7
Pb	0,13	0,01
Cr	0,37	0,05
Ag	0,045	0,05
Cd	0,011	0,005

Fonte: Dados da pesquisa (2018); Adaptado da NBR 10.004 (ABNT, 2004a)
Legenda: LMP - Limite Máximo Permitido de acordo com a NBR 10.004.

Vale ressaltar que os metais em RSU são provenientes de materiais como eletroeletrônicos, pilhas e baterias, plásticos, papeis, enlatados, tintas e alimentos (MELO, 2003). De acordo com Castilhos Jr. et al. (2003), a fração orgânica dos resíduos é considerada uma das principais fontes de metais pesados, apresentando elementos como: prata (Ag) (17% a 70%), Cu (70% a 80%),

Ni (54% a 56%), Zn (26% a 42%), Cr (21% a 26%), Cd (6% a 15%) e Pb (19% a 48%).

Sendo assim, a composição dos RSU dispostos no ASCG (sete dias de aterramento), mostrada na Fig. 6, pode ter corroborado com as reduzidas concentrações de elementos metálicos determinadas nos ensaios de lixiviação e solubilização. Um outro fator que pode ter contribuído para esses reduzidos teores dos metais analisados diz respeito ao pH do meio, sendo constatado para os RSU estudados um pH de 6,7, bem próximo da neutralidade. Destaca-se que, quando o pH apresenta valores entre a neutralidade e basicidade, os metais, inclusive os avaliados, têm sua solubilidade reduzida e, concomitantemente, ocorre a precipitação desses elementos no meio. Segundo Câmara et al. (2012), o pH é um dos fatores dominantes da mobilidade, solubilidade, complexação e retenção de metais pesados em resíduos.

Em um estudo realizado por Long et al. (2011), no qual analisaram a caracterização química de RSU depositados em aterros sanitários na China, determinaram-se concentrações máximas de Cu e Zn equivalentes a 200 e 550 mg.L⁻¹, respectivamente. Tais resultados foram superiores aos apresentados nesta pesquisa. Em outra investigação, Silva et al. (2015), obtiveram para o elemento chumbo, após testes de lixiviação, uma concentração inicial (RSU frescos) de 6,0 mg.L⁻¹ ao avaliar os RSU da cidade de Campina Grande-PB, valor também superior ao determinado neste estudo.

Assim, com base nos dados apresentados na Tabela 2, constata-se que os metais Pb, Cr e Cd dos testes de solubilização excederam os Limites Máximos Permitidos (LMP) estabelecidos na NBR 10.004 (ABNT, 2004a), o que possibilita enquadrar os RSU estudados na Classe IIA, ou seja, resíduos não perigosos e não inertes,

já que a capacidade de lixiviação dos elementos As, Ba, Pb, Cr, Ag e Cd (Tabela 1) não foi superior aos LMP do Anexo F da referida norma. Pesquisas desenvolvidas por Silva et al. (2015) e Silva (2016) relataram que os RSU de Campina Grande-PB (correspondentes a 95% dos RSU que chegam ao ASCG), durante o início do processo de biodegradação e após 40 dias aterramento, classificaram-se em Classe I ou resíduos perigosos, contradizendo o que preconiza a NBR 10.004 (ABNT, 2004a).

4 CONCLUSÕES

- A composição gravimétrica apontou que os resíduos sólidos urbanos com sete dias de aterramento no Aterro Sanitário em Campina Grande-PB (ASCG), compõem-se de: 71,0% de material misto, 13,2% de plástico, 5,1% de matéria orgânica, 0,5% de papel, 2,0% de papelão, 0,5% de vidro, 1,0% de metal, 2,1% de compósitos, 1,5% de madeira e 0,4% de têxteis e couro.
- Os testes de lixiviação e solubilização indicaram que os resíduos sólidos urbanos analisados pertencem à Classe IIA, ou seja, resíduos não perigosos e não inertes, estando em concordância com o especificado na NBR 10.004.
- Os testes de lixiviação e solubilização demonstraram que os RSU estudados podem ser manipulados sem riscos de periculosidade em relação à toxicidade (levando em consideração os metais analisados), porém é importante enfatizar que, em caso de transferência desses resíduos de um lugar para outro, faz-se necessário realizar uma análise integrada de parâmetros físico-químicos, microbiológicos e outros de interesse ambiental, para que não sejam ocasionados impactos ambientais negativos ao meio ambiente e à saúde da população.

5 AGRADECIMENTOS

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Capes, pelo apoio financeiro fornecido ao primeiro autor.

6 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Conceitualização: Gomes NA; **Metodologia:** Gomes NA e Vieira EMS; **Redação - Primeira versão:** Gomes NA, Vieira EMS, Silva EM e Almeida MVA; **Redação - Revisões e Edições:** Gomes NA, Vieira EMS, Silva EM, Almeida MVA, Melo MC e Monteiro, VED; **Adequação às normas da revista e Elaboração das imagens:** Gomes NA.

7 REFERÊNCIAS

ARAÚJO NETO, C. L. **Análise do comportamento dos resíduos sólidos urbanos e desenvolvimento de modelos estatísticos para previsão das deformações de aterros sanitários.** 2016. 163 fls. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 10.004:** resíduos sólidos: classificação: Rio de Janeiro, 2004a.

_____. **NBR 10.005:** procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos: Rio de Janeiro, 2004b.

_____. **NBR 10.006:** procedimentos para a obtenção de extrato de solubilizado de resíduos sólidos: Rio de Janeiro, 2004c.

_____. **NBR 10.007:** amostragem de resíduos sólidos: Rio de Janeiro, 2004d.

BRITO, I. S. A. **Análise dos parâmetros de resistência ao cisalhamento devido as fibras têxteis presentes nos resíduos sólidos urbanos.** 2017. 78 fls. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Civil) – UNINASSAU, Recife, 2017.

CÂMARA, S. C. et al. **Simulação do intemperismo natural de pilhas zinco-carbono e alcalinas.** *Quim. Nova*, v. 35, n. 1, p. 82-90, 2012. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422012000100016>.

CASTILHOS Jr. A. B. et al. Principais processos de degradação de resíduos sólidos urbanos. In: CASTILHOS Jr. A. B. (Org.) **Resíduos sólidos urbanos:** aterro sustentável para municípios de pequenos portes, ABES, RIMA, Rio de Janeiro, 2003, p. 19-50.

GARCEZ, L. R. **Estudo dos componentes tóxicos em um biorreator de resíduos sólidos urbanos da Cidade de Campina Grande - PB.** 2009. 113 fls. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e

Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2009.

INSTITUTO NACIONAL DO SEMIÁRIDO (INSA). **O semiárido brasileiro:** riquezas, diversidade e saberes. 1 ed. Campina Grande: Ed. INSA/MCTI, 2013, 39 p.

LEITE, H. E. A. S. **Estudo do comportamento de aterros de RSU em um biorreator em escala experimental na cidade de Campina Grande-PB.** 2008. 220 fls. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental), Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2008.

LIMA, A. S.; CABRAL, A. E. B. Caracterização e classificação dos resíduos de construção civil da cidade de Fortaleza (CE). **Revista Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 18, n. 2, p. 169-176, 2013. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522013000200009>.

LONG, Y. Y. et al. Heavy metal source analysis in municipal solid waste (MSW): case study on Cu and Zn. **Journal of hazardous materials**, v. 186, n. 2, p. 1082-1087, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.11.106>.

MELO, M. C. **Uma análise de recalques associada a biodegradação no aterro de resíduos sólidos da Muribeca.** 2003. 141 fls. Dissertação (Mestrado em Ciência em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.

MELO, M. C. et al. Estudos de toxicidade em aterros de resíduos sólidos urbanos e seus efeitos à saúde pública e ao meio ambiente. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23., 2005, Campo Grande. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2005, p. 1-7.

PABLOS, M. V. et al. Correlation between physicochemical and ecotoxicological approaches to estimate landfill leachates toxicity. **Waste Management**, v. 31, n. 8, p. 1841-1847, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.03.022>.

PEREIRA, F. T. G. et al. Composição Gravimétrica dos Resíduos Sólidos Urbanos da Cidade de Campina Grande-PB. In: Simpósio Nordeste de Resíduos Sólidos – SINRES, 2º, Campina Grande-PB, 2010. **Anais...**

SILVA, A. S. **Análise do efeito de componentes tóxicos em resíduos sólidos urbanos.** 2016. 155 fls. Tese (Doutorado em Ciências e Engenharia de Materiais) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2016.

SILVA, A. S. et al. Avaliação do potencial tóxico dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande – PB. **Revista Matéria**, v.20, n.4, p.840-851, 2015. <https://doi.org/10.1590/S1517-707620150004.0091>.

SILVA, E. M. **Análise do potencial tóxico dos resíduos sólidos orgânicos de uma escola pública em Campina Grande – PB.** 2015. 81 fls. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2015.

SILVA, E.M. **Ecotoxicidade de resíduos sólidos urbanos e de lixiviado gerado em aterro sanitário**. 2022. 185 fls. Tese (Doutorado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2022.

SISINNO, C. L. S. Disposição em aterros controlados de resíduos sólidos industriais não-inertes: avaliação dos componentes tóxicos e implicações para o ambiente e para a saúde humana. **Ca-**

ternos de Saúde Pública, v. 19, p. 369-374, 2003. <https://doi.org/10.1590/S0102-311X2003000200003>.

VIEIRA, E. M. S. **Avaliação da composição e resistência ao cisalhamento de resíduos sólidos urbanos dispostos em aterro sanitário**. 2018. 34 fls. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2018.

Avaliação do processo de *stripping* da amônia no tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico em reatores UASB

Evaluation of the ammonia stripping process in the combined treatment of landfill leachate and domestic sewage in UASB reactors



• **Data de entrada:**
18/07/2019

• **Data de aprovação:**
24/03/2021

Julio Cezar Rietow^{1*} | Miguel Mansur Aisse¹ | Charles Carneiro² |
Gustavo Rafael Collere Possetti²

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2022.060>

ORCID ID

Rietow JC  <https://orcid.org/0000-0002-5467-6108>
Aisse MM  <https://orcid.org/0000-0003-4620-559X>

Carneiro C  <https://orcid.org/0000-0002-4593-9105>
Possetti GRC  <https://orcid.org/0000-0001-8816-5632>

Resumo

O tratamento combinado de lixiviado, em estações de tratamento de esgoto (ETEs), tem se destacado como uma alternativa capaz de reduzir os custos inerentes ao gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários. Entretanto, substâncias como a amônia, presente em elevadas concentrações no lixiviado, podem causar efeitos negativos em sistemas anaeróbios de tratamento esgoto. Isto posto, o presente trabalho teve por objetivo avaliar o processo de codisposição de lixiviado de aterro sanitário, bruto e pré-tratado por *stripping* de amônia, com esgoto doméstico em reatores UASB em escala de bancada. Os resultados de caracterização do lixiviado bruto coletado apontaram elevadas concentrações de DQO (> 3.800 mg.L⁻¹) e de amônia (> 2.600 mg.L⁻¹). No que tange aos ensaios envolvendo a codisposição de lixiviado bruto com esgoto doméstico em reator UASB, o presente estudo evidenciou que relações volumétricas superiores a 10% podem interferir de forma significativa no desempenho operacional do sistema. Já os ensaios com lixiviado pré-tratado por *stripping* de amônia não evidenciaram interferências significativas no processo de tratamento anaeróbio com relações volumétricas até 10%. A partir dos resultados obtidos no presente estudo, destaca-se que o processo de *stripping* de amônia presente no lixiviado permite que maiores relações volumétricas de lixiviado possam ser utilizadas no processo de codisposição, sem que ocorram interferências significativas em reatores UASB tratando esgoto doméstico.

Palavras-chave: Codisposição de lixiviado. Esgoto doméstico. Reator UASB. *Stripping* de amônia.

Abstract

The combined treatment of landfill leachate, in sewage treatment plants (STPs), has been highlighted as an alternative capable of reducing the costs inherent to the management of municipal solid waste in landfills.

¹ Universidade Federal do Paraná - Curitiba - Paraná - Brasil.

² Companhia de Saneamento do Paraná (Sanepar) - Curitiba - Paraná - Brasil.

* **Autor correspondente:** juliorietow@gmail.com.

However, substances such as ammonia, present in high concentrations in the leachate, can have negative effects on anaerobic sewage treatment systems. Thus, the present work aimed to evaluate the process of landfill leachate codisposition, raw and pretreated by ammonia stripping, with domestic sewage in bench scale UASB reactors. The characterization results of the collected raw leachate showed high concentrations of COD ($> 3,800 \text{ mg.L}^{-1}$) and ammonia ($> 2,600 \text{ mg.L}^{-1}$). Regarding the tests involving the codisposition of raw leachate with domestic sewage in UASB reactor, the present study showed that volumetric ratios greater than 10% can significantly interfere with the operational performance of the system. The tests with leachate pretreated by ammonia stripping did not show significant interferences in the anaerobic treatment process with volumetric relations up to 10%. From the results obtained in the present study, concludes that the ammonia stripping process allows greater leachate volumetric relations can be used in the codisposition process, without significant interference in UASB reactors treating domestic sewage.

Keywords: Leachate codisposition. Domestic sewage. UASB reactor. Ammonia Stripping.

1 INTRODUÇÃO

O tratamento do lixiviado produzido em aterros sanitários é realizado na maior parte dos países da América Latina e Caribe (ALC) em lagoas de estabilização (MAIA et al., 2015; COSTA et al., 2019). Essa tecnologia de tratamento apresenta geralmente um efluente com características inapropriadas para o lançamento em corpos hídricos, podendo causar efeitos deletérios como a eutrofização, a diminuição de oxigênio dissolvido e a morte da biota aquática devido à toxicidade de alguns compostos (CAMPOS e PIVELLI, 2016). Visando à redução dos custos de operação de aterros sanitários, bem como à diminuição dos efeitos negativos do lançamento do lixiviado em corpos hídricos, tem se adotado em alguns estados do Brasil, como São Paulo e Minas Gerais, a prática de tratamento combinado e/ou codisposição de lixiviado com esgoto doméstico em estações de tratamento de esgoto (ETEs) (CAMPOS, 2014; NASCENTES et al., 2015; YAO, 2017; BOU et al., 2018).

Tratando-se especificamente da codisposição em sistemas anaeróbios de tratamento de esgoto, em especial aqueles baseados em reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB - *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*), rela-

ções volumétricas acima de 10% têm apresentado eficiências de remoção de matéria orgânica inferiores a 50% (FERREIRA et al., 2009; TORRES et al., 2009; SILVA e LEITE, 2014; BORTH, 2018). Essa baixa eficiência pode estar correlacionada ao fato de os microrganismos anaeróbios serem sensíveis a determinadas concentrações de substâncias presentes no lixiviado, como a amônia (MCCARTY, 1964; METCALF & EDDY, 2016).

Estudos pioneiros realizados por McCarty (1964), em processos anaeróbios de tratamento de esgoto, demonstraram que concentrações de amônia superiores a $150 \text{ mgNH}_3.\text{L}^{-1}$ são consideradas extremamente tóxicas aos microrganismos anaeróbios. Calli et al. (2005) investigaram a toxicidade da amônia em reatores UASB tratando esgoto sintético com inóculo previamente aclimatado. Os autores encontraram uma concentração limite de inibição do processo anaeróbio para a amônia igual a $800 \text{ mgN-NH}_3.\text{L}^{-1}$. Investigações realizadas por Cuetos et al. (2008), em reatores anaeróbios de agitação contínua, com inóculo previamente aclimatado, encontraram concentrações de inibição do processo anaeróbio de $337 \text{ mgNH}_3.\text{L}^{-1}$. Desse modo, para a realização do codisposição em reatores UASB tratando esgoto doméstico, recomenda-se que o

lixiviado deva ser pré-tratado para evitar possíveis concentrações inibitórias ou tóxicas devido a amônia (MANNARINO et al., 2011).

Dentre os processos de pré-tratamento do lixiviado existentes, o *stripping* de amônia tem se destacado devido às significativas taxas de remoção dessa substância e também aos seus custos reduzidos de operação e manutenção (LANGE e AMARAL, 2009; QUEIROZ et al., 2011; RIETOW et al., 2017). O processo de *stripping* consiste na remoção da fase gasosa de um meio líquido por meio de agitação mecânica ou aeração, de modo que os efeitos de arraste e difusividade molecular promovam a passagem do gás para a atmosfera. Em uma solução aquosa como o lixiviado, a amônia pode existir tanto na forma de íon amônio (NH_4^+) como na forma de amônia livre (NH_3). A predominância de uma dessas formas está relacionada com o pH do meio, sendo que em níveis de pH alcalino há uma maior concentração de NH_3 . Para a elevada eficiência do processo de *stripping*, é imprescindível que a forma gasosa da amônia predomine no lixiviado.

De posse de tais constatações, o presente estudo teve como objetivo avaliar a influência do processo de *stripping* da amônia como etapa preliminar à codisposição de lixiviado em reatores UASB tratando esgoto doméstico.

2 METOLOGIA

2.1 Coleta e caracterização do esgoto doméstico e do lixiviado de aterro sanitário

O esgoto doméstico utilizado no presente estudo foi coletado em uma ETE localizada no município de Curitiba-Paraná, Brasil. A ETE possui capacidade para tratar $38.000 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ de esgoto doméstico. O ponto de coleta do esgoto era localizado logo após a saída do desarenador e entrada dos reatores UASB. Já o lixiviado foi coletado em um aterro sanitário localizado na região metropo-

litana de Curitiba. O aterro é responsável por atender 21 municípios e está em operação desde 2010. Ao todo, são descarregadas diariamente mais de 2.600 toneladas de resíduos, sendo recebidos somente os considerados não perigosos. O ponto de coleta do lixiviado era localizado em um reservatório a montante da estação de tratamento de lixiviado do aterro sanitário.

Tanto o lixiviado como o esgoto doméstico foram coletados e armazenados em galões de 30 L, sendo então transportados e mantidos sob refrigeração a 4°C até a realização dos ensaios em laboratório. Devido ao elevado consumo utilizado, o esgoto doméstico foi coletado diariamente na ETE. Já para o lixiviado, com menor consumo durante os estudos, foram realizadas duas coletas no aterro sanitário em períodos distintos (1ª coleta em janeiro e a 2ª coleta em setembro do mesmo ano).

A caracterização físico-química e microbiológica do lixiviado e do esgoto doméstico foi realizada em conformidade com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017). Os parâmetros analisados no lixiviado foram: demanda bioquímica de oxigênio (DBO), DQO, condutividade, cor, pH, alcalinidade, fósforo total (P_T), amônia (NH_3) e conjunto de sólidos. Possuindo características amplamente já fundamentadas na literatura, os parâmetros analisados no esgoto doméstico foram: DBO, DQO, pH, alcalinidade, amônia (NH_3) e sólidos suspensos totais (SST). Já no monitoramento dos reatores UASB durante o processo de codisposição, além das análises de DBO, DQO, amônia, pH e alcalinidade, foram também realizadas análises de SST e ácidos graxos voláteis (AGV).

Fazendo parte do conjunto de análises de caracterização do lixiviado, o ensaio de DQO inerte anaeróbia foi realizado para avaliar o seu máximo grau de tratabilidade e/ou biodegradabilidade. Para tanto, foram utilizados 6 frascos de 1 L

cada, sendo 3 deles operados como branco e os outros 3 como controle das amostras de lixiviado (bruto e pré-tratado). Em cada frasco de branco foi adicionada uma solução de glicose com DQO idêntica ao do lixiviado. Os volumes das soluções de glicose e de lixiviado adicionados em cada frasco foram de 300 mL. Adicionalmente, cada frasco ainda recebeu 100 mL de lodo anaeróbio de reator UASB não aclimatado, 50 mL de solução macronutriente e 0,5 mL de solução micronutriente (GERMILI et al., 1991).

Após essa etapa foi realizada a purga do oxigênio dos frascos com nitrogênio gasoso durante 5 minutos. Os frascos foram mantidos sob agitação contínua e temperatura ambiente controlada em 25°C. Os ensaios foram conduzidos até que a DQO filtrada dos frascos com glicose permanecesse constante. A DQO inerte do lixiviado foi então calculada pela diferença entre a DQO residual da amostra e a DQO da solução de glicose no final do experimento.

2.2 Processo de *stripping* de amônia

O aparato experimental utilizado no processo de *stripping* de amônia foi um béquer de volume total de 5 L. A agitação foi realizada por meio de um agitador mecânico (impelidor de hélice naval, com diâmetro de 6 cm), com faixa de rotação entre 10 e 5.000 RPM. As dimensões do béquer e do impelidor respeitaram aquelas estabelecidas por McCabe (2001) para tanques de *stripping* padrão. As condições operacionais empregadas no processo de *stripping* foram: gradiente de velocidade (G) igual a 35 s⁻¹ (20 RPM), correção do pH do lixiviado para 10 por meio da adição de hidróxido de sódio (concentração de 32% de NaOH) e temperatura ambiente. O processo de *stripping* ocorreu até que o lixiviado apresentasse concentrações de amônia próximas a 500 mg.L⁻¹. Tal concentração foi estabelecida para que o processo de *stripping* pudesse ser realizado

em um menor intervalo de tempo possível. Adicionalmente, foram também realizadas análises de DQO, alcalinidade, pH e cor do lixiviado após o processo de *stripping*. Para minimizar os problemas referentes ao pH elevado no reator UASB, foi realizada a acidificação do lixiviado submetido ao processo de *stripping* com ácido sulfúrico (1 N de H₂SO₄) até valores de pH próximos a 8,0.

2.3 Reatores UASB em escala de bancada

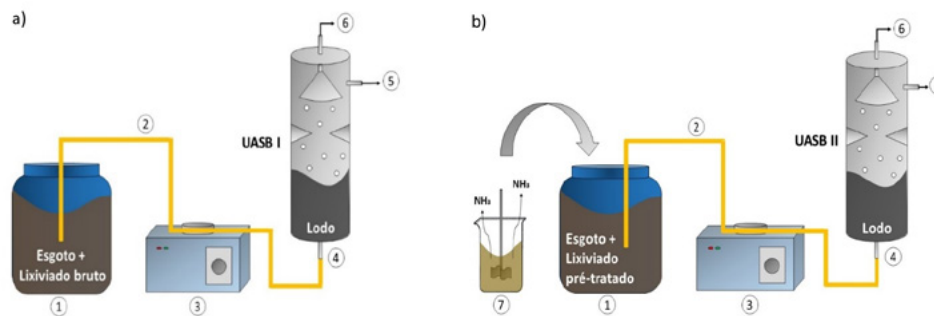
Dois reatores UASB, em escala de bancada, foram utilizados nos ensaios de codisposição de lixiviado com esgoto doméstico. O reator que recebeu o lixiviado bruto foi denominado UASB I, e o reator cujo tratamento se deu com lixiviado pré-tratado, por *stripping* de amônia, foi intitulado UASB II (Fig. 1). Ambos os reatores possuíam volume útil de 2,2 L e altura de 0,55 m. O sistema de alimentação de cada reator foi composto por um reservatório de 30 L e uma bomba peristáltica, operada com uma vazão média de 0,275 L.h⁻¹. O lodo utilizado como inóculo nos reatores UASB foi proveniente da ETE onde se coletou o esgoto doméstico. O processo de partida dos reatores UASB contou com um tempo de detenção hidráulica (TDH) de 12 horas. Esse TDH foi utilizado até que o reator apresentasse estabilidade operacional, conforme recomendado por Chernicharo (2016). Após essa etapa de aclimação, o TDH foi corrigido para 8 horas. Por um período de 3 meses, os reatores foram alimentados apenas com esgoto doméstico.

Já na etapa de codisposição, as relações volumétricas de mistura entre lixiviado (bruto e pré-tratado) e esgoto doméstico utilizadas nos reatores UASB foram de 5 e 10%. Esses percentuais foram escolhidos a partir de estudos de literatura onde se identificou, por meio de ensaios de biodegradabilidade anaeróbia, que relações volumétricas superiores a 10% interferem de forma significativa no desempenho operacional de reatores

UASB (FERREIRA et al., 2009; SILVA e LEITE, 2014; BAETTKER et al., 2018; BORTH, 2018; RIETOW et al., 2018).

Assim como na etapa de alimentação apenas com esgoto doméstico, o aumento das relações de mistura no processo de codisposição também foi realizado a cada 3 meses. Por fim, para a ava-

liação estatística do desempenho de remoção de matéria orgânica (DQO) nos reatores UASB, os dados obtidos durante o processo de tratamento foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e a diferença média significativa entre eles foi comparada pelo teste de Tukey, com probabilidade de erro igual a 5%.



(1) Reservatório; (2) Mangueira de alimentação; (3) Bomba peristáltica; (4) Afluente do reator UASB; (5) Efluente do reator UASB; (6) Saída de gases do reator UASB; (7) Béquer utilizado como tanque de *stripping* de amônia.

Figura 1 - Representação esquemática dos sistemas de alimentação do a) reator UASB I com esgoto doméstico e lixiviado bruto e do b) reator UASB II com esgoto doméstico e lixiviado pré-tratado por *stripping* de amônia.

2.4 Atividade metanogênica específica (AME) do lodo

A avaliação do lodo utilizado como inóculo nos reatores UASB, bem como do lodo após o processo de codisposição entre lixiviado e esgoto doméstico, foi realizada por meio do ensaio de AME. Para a realização do ensaio, foi adotado o método volumétrico com medição indireta de metano produzido (AQUINO et al., 2007). Desse modo, foram utilizados frascos de reação de 300 mL de volume total, e nestes foram adicionados 10 mL de lodo, 170 mL de glicose (com concentração de 3 gDQO.L⁻¹) e 70 mL de solução de nutrientes (CHERNICHARO, 2016). A concentração inicial de lodo inoculada nos frascos foi de 2,0 gSSV.L⁻¹. O ensaio foi realizado em uma câmara térmica com temperatura constante de 30°C. Os resultados obtidos também foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e ao teste de Tukey, com probabilidade de erro igual a 5%.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Caracterização do esgoto doméstico e do lixiviado bruto

O esgoto doméstico coletado apresentou valores dentro das faixas para as concentrações típicas de esgotos domésticos encontradas na literatura (AISSE, 2002; VON SPERLING, 2014; METCALF & EDDY, 2016). Ao todo, foram realizadas 55 coletas durante o período de estudo. A DQO média encontrada foi igual a (582 ± 130) mg.L⁻¹, sendo que a DBO apresentou valores de (315 ± 84) mg.L⁻¹. O pH apresentou valores médios de 7,3 ± 0,4 e a alcalinidade encontrada foi igual a (251 ± 60) mg.L⁻¹. A concentração média de SST no esgoto doméstico foi de (216 ± 90) mg.L⁻¹. Por fim, a concentração média de amônia apresentou valores da ordem de (44 ± 21) mgN-NH₃.L⁻¹.

Na Tabela 1 estão apresentados os valores médios dos parâmetros de caracterização do lixi-

viado coletado durante o período de estudo. De modo geral, constatou-se uma composição do lixiviado com concentrações de DQO superiores a 3.800 mg.L⁻¹. Já a DBO apresentou valores de concentração superiores a 1.300 mg.L⁻¹. De acordo com El-Fadel et al. (2002), a relação DBO/DQO é um importante indicador que caracteriza o grau de biodegradabilidade do lixiviado. De acordo com os autores, relações superiores a 0,2 indicam elevada potencialidade da utilização de tratamentos biológicos. Já relações inferiores a esse valor sugerem a necessidade do emprego de processos físico-químicos de tratamento. Tratando-se do lixiviado coletado, a relação DBO/DQO apresentou valores superiores a 0,26, demonstrando uma possível utilização de processos biológicos para seu tratamento.

Os dados de caracterização também apresentaram elevadas concentrações de amônia no lixiviado, sendo essas superiores a 2.600 mgN-NH₃.L⁻¹, apresentando-se acima das faixas de concentrações encontradas por Souto e Povinelli (2007) para aterros sanitários brasileiros.

Tabela 1 - Caracterização físico-química e microbiológica do lixiviado em estudo.

Parâmetros	Coletas de lixiviado realizadas	
	1ª Coleta (jan)	2ª Coleta (set)
DBO (mg.L ⁻¹)	1.400	1.300
DQO (mg.L ⁻¹)	3.892	4.829
DBO/DQO	0,36	0,26
Condutividade (µS.cm ⁻¹)	47.130	43.605
Cor aparente (uC)	4.250	3.750
pH	8,13	8,20
Alcalinidade total (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	12.590	14.855
Fósforo total (mgPt.L ⁻¹)	17,50	14,70
Amônia (mgNH ₃ .L ⁻¹)	2.670	3.435
ST (mg.L ⁻¹)	13.012	12.018
STF (mg.L ⁻¹)	9.835	9.300
STV (mg.L ⁻¹)	3.177	2.717

A DQO inerte anaeróbia do lixiviado coletado em janeiro apresentou um valor, em média, igual a (39,5 ± 5,5) %. Já para o lixiviado coletado em

setembro, a DQO inerte foi em média igual a (35,9 ± 4,7) %. As frações de DQO inerte encontradas demonstram a elevada concentração de compostos refratários presentes nos lixiviados coletados.

Segundo Tatsi et al. (2003), tais compostos podem ser relacionados às substâncias húmicas e também com outras espécies complexas que resultam da condensação de núcleos aromáticos. Outros estudos encontrados na literatura também apresentaram elevados valores de DQO inerte. Lange e Amaral (2009) realizaram ensaios de DQO inerte em um lixiviado com DQO igual a 2.374 mg.L⁻¹. Após o término das análises, os autores constataram uma DQO inerte próxima de 50%. Baettker et al. (2016) realizaram estudos em um lixiviado com DQO de 3.895 mg.L⁻¹ e com concentração de amônia igual a 3.000 mg.L⁻¹. O valor médio de DQO inerte obtido foi da ordem de 35%.

3.2 Caracterização do lixiviado submetido ao processo de stripping de amônia

O lixiviado submetido ao processo de stripping foi aquele coletado em janeiro. A taxa de remoção de amônia foi, em média, igual a (8,22 ± 1,64) mgN-NH₃.L⁻¹.h⁻¹. A temperatura média do lixiviado durante o processo de *stripping* foi igual a 23,2 ± 4,8 °C. Os resultados obtidos evidenciaram uma elevada taxa de remoção de amônia quando comparados com outros trabalhos que aplicaram o processo de *stripping* no lixiviado. Isso se deve, principalmente, pela correção do pH realizada no presente estudo.

Silva et al. (2007) encontraram taxas de remoção de amônia próximas a 1,0 mgN-NH₃.L⁻¹.h⁻¹ em um lixiviado com concentração de amônia igual a 640 mgN-NH₃.L⁻¹ e pH de 8,2. Os autores conduziram os experimentos em um tanque de arraste com G constante e sem correção do pH. Estudos realizados por Queiroz et al. (2011), em um tanque de arraste, obtiveram taxas de remoção de amônia de 3,3 mgN-NH₃.L⁻¹.h⁻¹ em um

lixiviado com concentração inicial de amônia igual a $2.183 \text{ mgN-NH}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ e pH igual a 8,0, submetido ao processo de *stripping* com G igual a 340 s^{-1} (220 RPM) e sem correção de pH.

Os resultados das análises físico-químicas e biológicas do lixiviado submetido ao processo de *stripping* evidenciaram que os valores dos parâmetros de DQO, alcalinidade, pH e cor sofreram variações significativas durante a volatilização da amônia, conforme apresentado nos gráficos da Fig. 2.

O lixiviado coletado em janeiro apresentou uma redução de DQO após a realização do processo de *stripping*, em média, igual a $(40,3 \pm 12,2) \%$. Estudos realizados por Queiroz et al. (2011) em um tanque de arraste de amônia evidenciaram uma redução de 45,4% da DQO em um lixiviado submetido a um gradiente de velocidade igual a 340 s^{-1} (220 RPM) e sem correção do pH. Os autores também constataram a possibilidade da ocorrência de algum nível de biodegradação do lixiviado, podendo tal fenômeno ser explicado devido ao longo tempo de duração dos ensaios (15 dias).

Quanto à alcalinidade, os resultados apontaram uma redução desse parâmetro no lixiviado coletado em janeiro, em média, igual a $(41,8 \pm 18,4) \%$. A redução da alcalinidade encontrada durante o processo de *stripping* pode estar associada à elevada concentração de sais (cloretos) presente no lixiviado, bem como o potencial iônico do sistema, podendo tais fatores contribuir diretamente para a redução do sistema de tamponamento do meio (WERSIN et al., 1989; STUMM e MORGAN, 1996; LEITE et al., 2009). Além disso, devido ao íon amônio (NH_4^+) ser convertido em amônia livre (NH_3) durante o processo de *stripping*, o carbonato, um dos principais constituintes da alcalinidade, torna-se responsável pela neutralização dos íons de

hidrogênio positivos (H^+) formados no sistema, havendo, dessa forma, o consumo da alcalinidade presente no lixiviado (LEITE et al., 2007).

O pH também apresentou decaimento no lixiviado submetido ao processo de *stripping*. O lixiviado coletado apresentou um valor de pH após o arraste de amônia, em média, igual a $9,6 \pm 0,3$. Alguns estudos encontrados na literatura destacaram que em processos de *stripping*, onde é realizada a correção do pH para valores superiores a 9, é comum que ocorra o decaimento do valor do pH do lixiviado (MARTTINEN et al., 2002; CALLI et al., 2005). Esse fato pode ser explicado devido ao elevado consumo de alcalinidade, conforme já destacado anteriormente. Uma vez que a concentração de carbonatos diminua no sistema, é provável que ocorra uma menor neutralização do íon de hidrogênio (H^+) formado durante o processo de transformação do íon amônio (NH_4^+) em amônia livre (NH_3) (QUAN et al., 2009; MANDAL et al., 2017).

A correção do pH dos lixiviados para um valor igual a 10 revelou-se útil na redução de cor durante o processo de *stripping*. O lixiviado coletado em janeiro apresentou uma redução de cor, em média, igual a $(38,2 \pm 9,1) \%$. Estudos realizados por Souto (2009), durante o processo de *stripping* da amônia, também destacaram a eficiência da alcalinização do lixiviado para a redução dos valores de cor. O autor ainda concluiu que o aumento do pH no lixiviado favoreceu a precipitação de metais. Embora não analisado no presente trabalho, grande parcela da cor no lixiviado pode estar atribuída a compostos refratários, como as substâncias húmicas. Estas, por sua vez, possuem a capacidade de adsorção e complexação de íons, bem como a interação com metais presentes no meio, principalmente o ferro (ROSA et al., 2009).

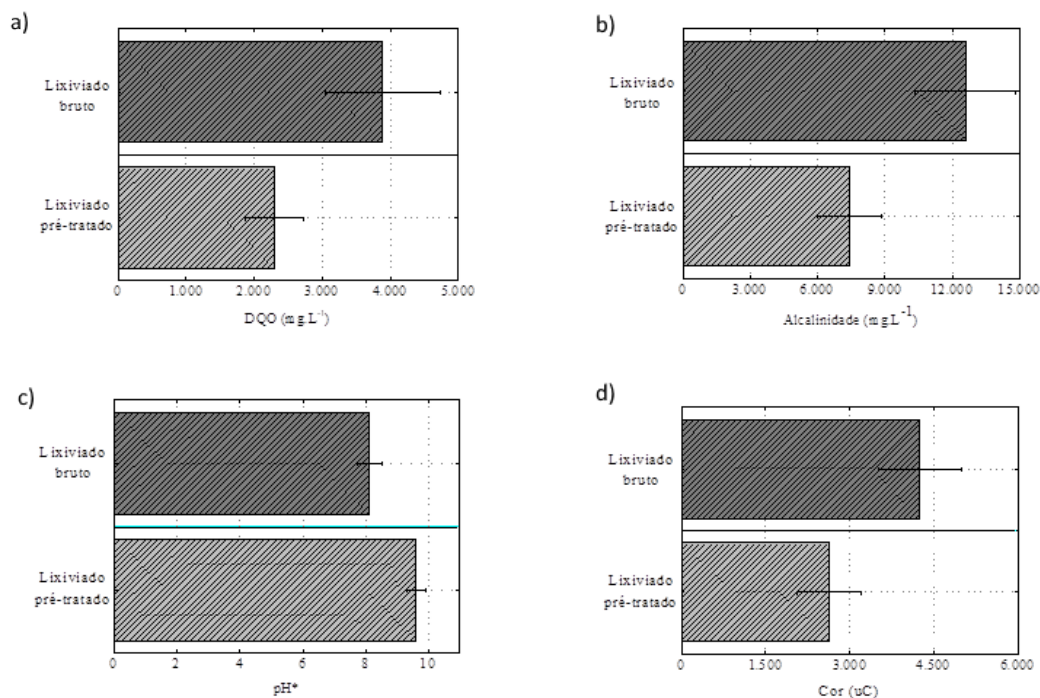


Figura 2 – Resultados das análises de (a) DQO, (b) Alcalinidade, (c) pH e (d) cor do lixiviado coletado em janeiro antes e após o processo de *stripping* da amônia. *O valor do pH do lixiviado bruto foi corrigido para 10 durante os ensaios de *stripping* da amônia.

3.3 Operação dos reatores UASB tratando apenas esgoto doméstico

O desempenho e a estabilidade de operação dos reatores UASB I e II, tratando apenas esgoto doméstico, estão apresentados na Tabela 2. Desse modo, pode-se constatar que os reatores obtiveram eficiências de remoção de DQO e DBO, em média, superiores a 70% e 80%, respectivamente. A

carga orgânica volumétrica (COV) aplicada nos reatores foi, em média, igual a $1,4 \pm 0,4 \text{ kgDQO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$. No que diz respeito à eficiência de remoção de SST, os reatores foram responsáveis pela redução desse parâmetro em valores próximos a 70%. Por se tratar de um processo anaeróbio, constata-se que não houve eficiência de remoção de amônia presente no esgoto doméstico em ambos os reatores.

Tabela 2 – Resultados dos parâmetros de desempenho e estabilidade dos reatores UASB I e II tratando apenas esgoto doméstico.

Parâmetros	Reator UASB I			Reator UASB II		
	Afluente	Efluente	Eficiência (%)	Afluente	Efluente	Eficiência (%)
DBO ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	295 ± 68	71 ± 35	80 ± 15	310 ± 85	69 ± 35	83 ± 19
DQO ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	525 ± 127	200 ± 62	69 ± 11	572 ± 151	207 ± 54	70 ± 15
SST ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	207 ± 63	72 ± 44	70 ± 12	222 ± 79	78 ± 32	71 ± 9
Amônia ($\text{mgN} \cdot \text{NH}_3 \cdot \text{L}^{-1}$)	41 ± 18	44 ± 13	-	45 ± 13	46 ± 7	-
pH	$7,3 \pm 0,3$	$7,4 \pm 0,5$	-	$7,4 \pm 0,2$	$7,4 \pm 0,3$	-
Alcalinidade ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	290 ± 80	315 ± 72	-	269 ± 76	295 ± 83	-
AGV ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	45 ± 26	36 ± 21	-	51 ± 18	32 ± 29	-
AGV/Alcalinidade	$0,15 \pm 0,08$	$0,10 \pm 0,08$	-	$0,18 \pm 0,1$	$0,09 \pm 0,02$	-

Tratando-se da estabilidade operacional, o pH se manteve na faixa ótima para um bom desempenho do processo anaeróbico nos reatores, bem como a alcalinidade efluente não apresentou tendência de queda em relação ao afluente. Adicionalmente, pode-se constatar que os valores efluentes de AGV foram inferiores a 200 mg.L^{-1} e a relação AGV/alcalinidade apresentou valores inferiores a 0,3, indicando, dessa forma, a boa estabilidade dos reatores. De acordo com Chernicharo (2016), relações AGV/alcalinidade com valores inferiores a 0,3 indicam o bom desempenho do processo de dregadação anaeróbia; já valores entre 0,3 a 0,5 denotam uma deficiência no processo. Por fim, valores acima de 0,8 indicam que o reator anaeróbico se encontra acidificado e o processo anaeróbico pode entrar em colapso. Com base nos dados apresentados, pode-se constatar que as eficiências dos reatores UASB I e II, tratando apenas esgoto doméstico, estão dentro das faixas encontradas na literatura para esse tipo de tratamento (AISSE, 2002; METCALF & EDDY, 2016; DUARTE et al., 2017).

3.4 Codisposição do lixiviado bruto com esgoto doméstico no reator UASB I

Após o período de 3 meses tratando apenas esgoto doméstico, o reator UASB I começou a ser alimentado com misturas de lixiviado bruto (coletado em setembro). Os resultados obtidos nesse processo estão apresentados na Tabela 3. A temperatura média durante os ensaios foi igual a $22,7 \pm 3,5^\circ\text{C}$. Desse modo, a partir da codisposição de lixiviado bruto no reator UASB I tratando esgoto doméstico, com relações de mistura de 5 e 10%, constatou-se que a estabilidade operacional do sistema não sofreu problemas com a adição de lixiviado. Entretanto, destaca-se que os valores elevados de alcalinidade presentes no lixiviado bruto foram responsáveis pelo aumento desse parâmetro nas misturas realizadas, chegando a valores acima de 1.000 mg.L^{-1} na codis-

posição com 10 % de lixiviado. Esse fato até pode ser benéfico por melhorar a capacidade de tamponamento do sistema, porém, caso o aumento da alcalinidade ocasione a elevação do pH a valores superiores a 8,0, pode-se, então, inferir que a alcalinidade poderá afetar a estabilidade operacional do reator.

Tratando-se das questões de desempenho, foi observada a diminuição da eficiência no reator UASB I na remoção de matéria orgânica, quando realizada a mistura de lixiviado. A COV aplicada no reator, com relação de mistura de 5 %, foi, em média, igual a $1,7 \pm 0,2 \text{ kgDQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$. Já para a relação de mistura de 10 %, a COV aplicada no sistema foi igual a $2,1 \pm 0,3 \text{ kgDQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$.

Para a relação de mistura igual a 5 %, a eficiência de remoção de DQO no reator UASB I foi, em média, igual a $(55 \pm 17) \%$. Por fim, para a relação de mistura igual a 10 %, o reator apresentou uma eficiência na remoção de DQO igual a $(51 \pm 14) \%$. As concentrações de amônia presentes nas misturas afluente ao reator podem ter sido responsáveis pela diminuição do desempenho do sistema. Além disso, outras substâncias tóxicas presentes no lixiviado bruto podem também ter influenciado na diminuição das eficiências dos parâmetros de DQO e DBO.

Estudos de biodegradabilidade anaeróbia de codisposição de lixiviado bruto com esgoto doméstico, realizados por Baettker et al. (2016), em escala de bancada, utilizaram relações volumétricas de mistura de 1, 3 e 6 %, sendo a DQO média do lixiviado igual a 4.659 mg.L^{-1} e a concentração de amônia igual a $3.000 \text{ mgN-NH}_3.\text{L}^{-1}$. Os resultados obtidos com o ensaio de biodegradabilidade evidenciaram certo grau de inibição dos microrganismos metanogênicos com a relação de mistura de 6%. A eficiência de remoção de DQO para tal relação foi inferior a 30 %, e para as relações de 1 e 3 %, as eficiências encontradas foram superiores a 50%.

Tabela 3 - Resultados dos parâmetros de desempenho e estabilidade do reator UASB I tratando esgoto doméstico codisposto com lixiviado bruto (relação de mistura de 5 e 10 %).

Parâmetros	Reator UASB I Esgoto + Lixiviado bruto (5 %)			Reator UASB I Esgoto + Lixiviado bruto (10 %)		
	Afluente	Efluente	Eficiência (%)	Afluente	Efluente	Eficiência (%)
DBO (mg.L ⁻¹)	360 ± 65	121 ± 30	65 ± 15	398 ± 45	154 ± 26	63 ± 13
DQO (mg.L ⁻¹)	685 ± 141	295 ± 85	55 ± 17	772 ± 182	363 ± 40	51 ± 14
SST (mg.L ⁻¹)	244 ± 51	74 ± 23	65 ± 9	267 ± 37	84 ± 16	67 ± 7
Amônia (mgN-NH ₃ .L ⁻¹)	120 ± 35	124 ± 27	-	225 ± 41	227 ± 32	-
pH	7,7 ± 0,2	7,5 ± 0,3	-	7,9 ± 0,3	7,6 ± 0,3	-
Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	618 ± 118	723 ± 124	-	1.095 ± 150	1.228 ± 182	-
AGV (mg.L ⁻¹)	81 ± 24	57 ± 17	-	142 ± 21	92 ± 30	-
AGV/Alcalinidade	0,13 ± 0,07	0,04 ± 0,03	-	0,13 ± 0,4	0,1 ± 0,04	-

3.5 Codisposição do lixiviado pré-tratado por stripping com esgoto doméstico no reator UASB II

O reator UASB II, após o período de 3 meses com alimentação apenas de esgoto doméstico, começou a receber misturas de lixiviado pré-tratado por *stripping* (coletado em janeiro). Os resultados constataram que a estabilidade operacional do sistema, conforme apresentado na Tabela 4, não sofreu problemas com a adição de lixiviado pré-tratado, com relações de mistura de 5 e 10 %. O processo de arraste de amônia diminuiu de for-

ma significativa a concentração de alcalinidade no lixiviado, reduzindo os possíveis aumentos de pH na mistura para valores superiores a 8.

No que diz respeito ao desempenho do reator UASB II, foi observada uma pequena diminuição na eficiência do sistema na remoção de matéria orgânica quando realizada a mistura. Para a relação de mistura igual a 5 %, o reator UASB II apresentou uma eficiência na remoção de DQO igual a (67 ± 12) %. No que diz respeito à relação de 10 %, o reator apresentou, em média, uma eficiência de remoção de DQO igual a (63 ± 19) %.

Tabela 4 - Resultados dos parâmetros de desempenho e estabilidade do reator UASB II tratando esgoto doméstico codisposto com lixiviado pré-tratado por *stripping* de amônia (relação de mistura de 5 e 10 %).

Parâmetros	Reator UASB II Esgoto + Lixiviado pré-tratado (5 %)			Reator UASB II Esgoto + Lixiviado pré-tratado (10 %)		
	Afluente	Efluente	Eficiência (%)	Afluente	Efluente	Eficiência (%)
DBO (mg.L ⁻¹)	324 ± 35	82 ± 22	74 ± 18	356 ± 42	90 ± 13	73 ± 15
DQO (mg.L ⁻¹)	624 ± 87	197 ± 55	67 ± 12	669 ± 70	232 ± 67	63 ± 19
SST (mg.L ⁻¹)	223 ± 36	80 ± 18	68 ± 11	241 ± 25	79 ± 15	66 ± 9
Amônia (mgN-NH ₃ .L ⁻¹)	64 ± 15	67 ± 8	-	90 ± 11	91 ± 13	-
pH	7,4 ± 0,3	7,3 ± 0,5	-	7,6 ± 0,2	7,4 ± 0,3	-
Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	442 ± 151	495 ± 119	-	754 ± 126	804 ± 157	-
AGV (mg.L ⁻¹)	73 ± 15	48 ± 7	-	115 ± 10	68 ± 21	-
AGV/Alcalinidade	0,16 ± 0,04	0,07 ± 0,02	-	0,15 ± 0,03	0,09 ± 0,04	-

A COV aplicada no reator, com relação de mistura de 5 %, foi, em média, igual a 1,6 ± 0,3 kgDQO.m⁻³.d⁻¹. Já para a relação de mistura de 10 %, a COV aplicada no sistema foi igual a 1,8 ± 0,2 kgDQO.m⁻³.d⁻¹. Comparando os resultados com o tratamento apenas

de esgoto doméstico, a diminuição da eficiência de DQO foi, em média, igual 7 ± 3 % (para a relação de mistura de 10 %). As concentrações de amônia presentes nas misturas afluente ao reator UASB II estavam abaixo daquelas encontradas na literatura que

se remetem a possíveis processos de inibição dos microrganismos metanogênicos (McCARTY, 1964; SUNG e LIU, 2003; PROCHÁZKA et al. 2012; CHERNICHARO, 2016).

A análise estatística dos resultados de desempenho dos reatores UASB I e UASB II foram realizadas com base nas eficiências de remoção de DQO das relações de misturas ensaiadas. Desse modo, conforme apresentado na Fig. 3, a eficiência média de remoção de DQO não foi signi-

ficativamente diferente entre o tratamento de esgoto doméstico e a codisposição de lixiviado pré-tratado. Assim, pode-se constatar que relações de mistura até 10 % de lixiviado pré-tratado não alterariam o desempenho operacional do sistema. O mesmo não ocorreu com as misturas de lixiviado bruto de 5 e 10 %, sendo que essas relações apresentaram eficiências médias de remoção de DQO significativamente diferentes daquelas obtidas apenas com o tratamento do esgoto doméstico.

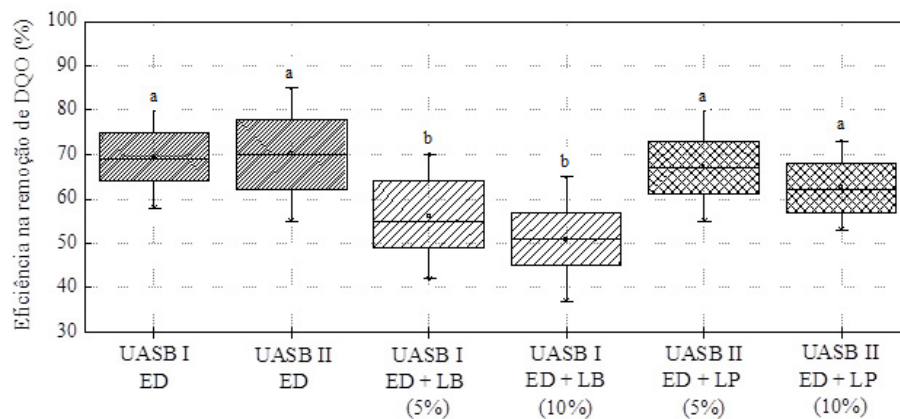


Figura 3 - Comparação das eficiências de remoção de DQO nos processos de codisposição de lixiviado bruto e pré-tratado. Médias seguidas pela mesma letra não diferem significativamente entre si pelo teste de

Tukey a 5% de probabilidade de erro.

Nota: Tratamento com esgoto doméstico no reator UASB I (UASB I ED) e no reator UASB II (UASB II ED); Codisposição de lixiviado com esgoto doméstico no reator UASB I com relação de mistura igual a 5% (UASB I ED + LB 5%) e 10% (UASB I ED + LB 10%) de lixiviado bruto; Codisposição de lixiviado com esgoto doméstico no reator UASB II com relação de mistura igual a 5% (UASB II ED + LP 5%) e 10% (UASB II ED + LP 10%) de lixiviado pré-tratado por *stripping* de amônia.

3.6 Ensaios de AME

Os resultados aqui reportados se referem ao ensaio de AME do lodo utilizado como inóculo nos reatores de bancada. Desse modo, o objetivo do presente estudo foi realizar a comparação da atividade dos microrganismos metanogênicos antes e após o processo de codisposição de lixiviado com esgoto doméstico. Desse modo, o lodo utilizado como inóculo obteve um valor médio de volume acumulado de CH_4 igual $2,4 \pm 0,3 \text{ mL.h}^{-1}$, apresentando um resultado de AME igual a $0,15 \pm 0,03 \text{ gDQO}_{\text{CH}_4} \cdot \text{gSTV}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$. Estudos realizados por Lozada et al. (2008) apresentaram valores

médios de AME, para um lodo granular de reator UASB, de $0,2 \text{ gDQO}_{\text{CH}_4} \cdot \text{gSTV}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$.

Schneiders et al. (2013) também realizaram estudos de AME em lodos provenientes de reatores UASB. Os autores encontraram valores de AME variando entre 0,1 a $0,19 \text{ gDQO}_{\text{CH}_4} \cdot \text{gSTV}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$. Belli Filho et al. (2002), ao realizar estudos de partida de um reator UASB, encontrou valores máximos de AME de $0,19 \text{ gDQO}_{\text{CH}_4} \cdot \text{gSTV}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ para um lodo proveniente de reator UASB tratando esgoto doméstico. A partir desses dados, é possível observar que o lodo utilizado como inó-

culo no presente estudo possui valores de AME próximos daqueles usualmente encontrados na literatura, para lodos provenientes de reatores UASB tratando esgoto doméstico.

Os resultados dos ensaios de AME do lodo utilizado durante o processo de codisposição nos reatores UASB I e II são referentes apenas às relações de mistura de 10%. Desse modo, o volume acumulado de CH_4 , para o lodo oriundo do processo de codisposição de lixiviado bruto no reator UASB I, foi igual $2,0 \pm 0,05 \text{ mL.h}^{-1}$, apresentando um valor médio de AME igual a $0,09 \pm 0,02 \text{ gDQOCH}_4\text{.gSTV}^{-1}\text{.d}^{-1}$. Já os ensaios de AME do lodo oriundo do processo de codisposição de lixiviado pré-tratado apresentaram um volu-

me acumulado de CH_4 , em média, igual a $2,3 \pm 0,2 \text{ mL.h}^{-1}$. O resultado da AME, por sua vez, apresentou um valor médio para o lodo do reator UASB II de $0,14 \pm 0,02 \text{ gDQOCH}_4\text{.gSTV}^{-1}\text{.d}^{-1}$.

A partir das análises estatísticas de variância (ANOVA) e do teste de Tukey, constatou-se que os valores de AME do lodo utilizado como inóculo e do lodo após o processo de codisposição com lixiviado pré-tratado não variaram significativamente entre si, conforme apresentado na Fig. 4. O mesmo não ocorreu para o resultado de AME do lodo após o processo de codisposição com lixiviado bruto. Esse fato pode estar relacionado a possíveis substâncias tóxicas e recalitrantes presente no lixiviado bruto.

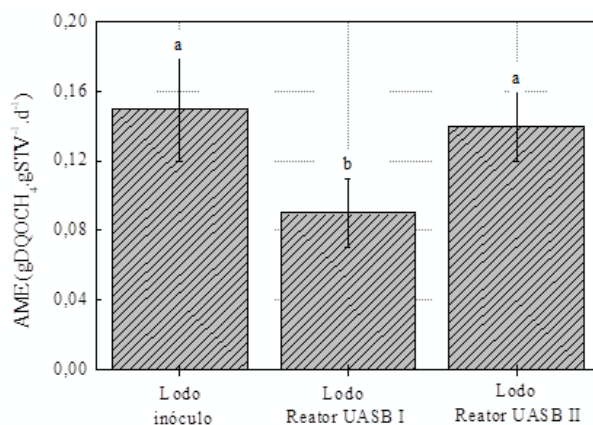


Figura 4 - Comparação entre os ensaios de AME do lodo utilizado como inóculo (sem mistura com lixiviado), do lodo após o processo de codisposição com lixiviado bruto (Reator UASB I) e pré-tratado (Reator UASB II), na relação de mistura de 10%. Médias seguidas pela mesma letra não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade de erro.

4 CONCLUSÕES

O processo de codisposição de lixiviado com esgoto doméstico em reatores UASB tem sido elencado como uma prática capaz de reduzir os custos do tratamento de lixiviado produzido em aterros sanitários. Entretanto, deve-se destacar que o aporte desse efluente, em elevadas proporções, pode comprometer a estabilidade e o desempenho operacional do reator UASB tratando esgoto doméstico.

A partir das análises realizadas, constatou-se que relações de mistura entre lixiviado bruto e esgoto doméstico superiores àquelas utilizadas no presente estudo (5 a 10 %) poderiam ocasionar o aumento do pH na mistura afluente ao reator para valores acima de 8, interferindo, dessa maneira, no processo metabólico dos microrganismos metanogênicos. Além disso, constatou-se uma redução significativa na eficiência de remoção de matéria orgânica do reator UASB quando

realizada a mistura entre lixiviado bruto e esgoto doméstico. Já no processo de codisposição entre lixiviado pré-tratado por *stripping* de amônia e esgoto doméstico, não foram evidenciadas reduções significativas na eficiência do processo de remoção de DQO no reator UASB. Além disso, os resultados dos ensaios de AME destacaram que o lodo submetido ao processo de codisposição com lixiviado pré-tratado não apresentaram diferença significativa na produção de metano em relação ao lodo utilizado como inóculo.

Desse modo, conclui-se que o processo de stripping da amônia foi capaz de aumentar a relação volumétrica entre lixiviado e esgoto doméstico a ser empregada em reatores UASB tratando esgoto doméstico.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

6 REFERÊNCIAS

AISSE, M. M. **Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios**. Tese (Doutorado). EP/USP: São Paulo, p.284, 2002.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENTAL FEDERATION (WEF). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 23rd ed. Washington, EUA, 2017.

AQUINO, S. F.; CHERNICHARO, C. A. L.; FORESTI, E.; SANTOS, M. L. F.; MONTEGGIA, L. O. Metodologias para determinação da atividade metanogênica específica (AME) em lodos anaeróbios. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.12, p.192-201, 2007. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522007000200010>

BAETTKER, E. C.; RIETOW, J. C.; ARSEGO, M. M.; DA CRUZ, G. M.; AISSE, M. M. **Evaluate of the inert COD and anaerobic biodegradability of landfill leachate**. Asociación Colombiana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental – ACODAL. Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental –AIDIS. Bogotá – Colombia, 2016.

BAETTKER, E.; RIETOW, J. C.; FREITAS, D. C.; AISSE, M. M. Codisposição de lixiviado em reatores UASB: experiência UFPR. In: Bárbara Zanicotti Leite Ross; Gustavo Rafael Collere Possetti. (Org.). **Tecnologias Potenciais para o Saneamento: disposição**

de lixiviado de aterro sanitário em reatores UASB. Curitiba: SANEPAR, v.3, p.141-170, 2018.

BELLI FILHO, P.; RITA F.; SOARES, H. M.; MEDEIROS, N. R.; MATIAS, W. J.; CASTILHOS JR., A. B. Digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos integrada com lodo de tanque séptico associado ao tratamento de lixiviado em reator UASB. In: 28º Congresso interamericano de ingeniería sanitaria y ambiental. **Anais...** Cancún, México, 2002.

BORTH, P. B. **Tratamento conjugado de esgoto doméstico e lixiviado de aterro sanitário em reatores anaeróbios de manta de lodo e pós-tratamento por coagulação-floculação-sedimentação**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento). Universidade Estadual de Londrina, 2018.

CALLI, B.; MERTOGLU, B.; INANC, B.; YENIGUN, O. Effects of high free ammonia concentrations on the performances of anaerobic bioreactors. **Process Biochemistry** v. 40, p.1285–1292, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2004.05.008>

CAMPOS, F.; PIVELI, R. P. Reduction of acute toxicity of landfill leachate in co-treatment with domestic sewage by integrated fixed-film activated sludge reactor. **Revista Ambiente & Água**, v.11, p.316–326, 2016. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1835>

CAMPOS, J. R. Descarte de lixiviado de aterros sanitários em estações de tratamento de esgoto: uma análise crítica. **Revista DAE**, n. 197, 2014. <http://dx.doi.org/10.4322/DAE.2014.129>

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. 2ª ed., Belo Horizonte: Editora UFMG, 2016.

COSTA, A. M.; ALFAIA, R. G. D. S. M.; CAMPOS, J. C. Landfill leachate treatment in Brazil—An overview. **Journal of environmental management**, v.232, p.110–116, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.006>

BOU, A. S. F.; PEREIRA, B. C.; SILVA, L. D. B.; FERREIRA, J. A.; CAMPOS, J. A.; NASCENTES, A. L. Remoção da cor no tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico via processo PACT. **Engenharia sanitária e ambiental**, v.23, p.1-9, 2018. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522018150425>

CUETOS, M. J.; GOMEZ, X.; OTERO, M.; MORAN, A. Anaerobic digestion of solid slaughterhouse waste (SHW) at laboratory scale: Influence of co-digestion with the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW). **Biochem Eng J**. v.40, p.99–106, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2007.11.019>

DUARTE, O. A. H.; LISBOA, A. M.; CANTÃO, M. P.; POSSETTI, G. R. C.; AISSE, M. M. Medição in situ e em tempo real da demanda química de oxigênio em uma estação de tratamento anaeróbio de Esgoto. In: 29º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...** São Paulo, São Paulo, 2017.

EL-FADEL, M.; BOU-ZEID, E.; CHAHINE, W.; ALAYLI, B. Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. **Waste**

Management, v.22, p.269-282, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0956-053X\(01\)00040-X](https://doi.org/10.1016/S0956-053X(01)00040-X)

FERREIRA, J. A., CANTANHEDE, A. L. G., LEITE, V. D., BILA, D. M., CAMPOS, J. C., YOKOYAMA, L., FIGUEIREDO, I. C., MANNARINO, C. F., SANTOS, A. S., FRANCO, R. S. O., LOPES, W. S., SOUSA, J. T. Tratamento Combinado de Lixiviados de Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos com Esgoto Sanitário. In: GOMES, L. P. **Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras**. Coordenadora: Luciana Paulo Gomes. ABES, PROSAB. Cap. 8, p.245-293, 2009.

GERMILI, F., ORHON, D., ARTAN, N. Assessment of the initial inert soluble COD in industrial wastewater. **Water Science Tech.** v.23, p.1077-1086, 1991. <https://doi.org/10.2166/wst.1991.0559>

LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. S. Geração e características do lixiviado. In: GOMES, L. P. (coord.). **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras**. Rio de Janeiro: ABES, v. 1, 2009.

LEITE V. D.; LUNA M. L. D.; BENTO E. R.; LOPES W. S.; SILVA R. R. F. Estudo do pH e nitrogênio amoniacal no processo de stripping de amônia. In: 24º Congresso brasileiro de engenharia sanitária e ambiental. **Anais...** Belo Horizonte, Minas Gerais, 2007.

LEITE, V. D.; FERNANDES, F.; JUCÁ, J. F. T.; GOMES, L. P.; LOPES, W. S.; SOUSA, J. T.; SILVA, F. M. S.; CAETANO, M. O. Estudo do processo de arraste de amônia de lixiviado de aterro sanitário. In: GOMES, L. P. (coord.). **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras**. Rio de Janeiro: ABES, v. 1, 2009.

LOZADA, P. T.; PÉREZ, V. A.; CAJIGAS, Á. A.; OTERO, A. M.; GONZÁLEZ, M. Selección de acondicionadores químicos para el tratamiento anaerobio de aguas residuales del proceso de extracción de almidón de yuca. **Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente**, n.7, p.66-74, 2008.

MAIA, S. I.; RESTREPO, J. J. B.; CASTILHOS JUNIOR, A. B.; FRANCO, D. Evaluation of the biological treatment of landfill leachate on a real scale in the Southern Region of Brazil. **Engenharia Sanitária Ambiental**. v.20, p.665-675, 2015. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522015020040140926>

MANDAL, P.; DUBEY, B. K.; GUPTA, A. K. Review on landfill leachate treatment by electrochemical oxidation: Drawbacks, challenges and future scope. **Waste Management**, v.69, p.250-273, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.08.034>

MANNARINO, C. F.; FERREIRA, J. A.; MOREIRA, J. C. Tratamento combinado de lixiviado de aterros de resíduos sólidos urbanos e esgoto doméstico como alternativa para a solução de um grave problema ambiental e de saúde pública – revisão bibliográfica. **Cad. Saúde Coletânea**. Rio de Janeiro, 2011.

MARTTINEN, S. K.; KETTUNEN, R. H.; SORMUNEN, K. M.; SOIMASUO, R.M.; RINTALA, J. A. Screening of physical-chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity

from low strength landfill leachates. **Chemosphere**. v.46, p.851-858, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(01\)00150-3](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(01)00150-3)

McCABE, W. L. **Unit Operations of Chemical Engineering**, 5ª ed. p.244 – 287, 2001.

McCARTY, P. L. **Anaerobic waste treatment fundamentals**. Public Works- Parts 1, 2, 3 and 4. v. 95, n. 9, p. 107-112; n. 10, p. 123-126; n. 11, p. 91-94; n. 12, p. 95-99, 1964.

METCALF & EDDY. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. Tradução: Hespanhol, I; Mierzwa, J. C. 5ª ed., Porto Alegre: AMGH, 2016.

NASCENTES, A. L.; NASCIMENTO, M. M. P. do; COSTA BRASIL, F. da; CAMPOS, J. C.; FERREIRA, J. A. Tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico: Aspectos operacionais e microbiológicos. **Revista Eletrônica TECCEN**, v.8, n.1, 2015. <https://doi.org/10.21727/teccen.v8i1.222>

PROCHÁZKA, J.; DOLEJŠ, P.; MÁČA, J.; DOHÁNYOS, M. Stability and inhibition of anaerobic processes caused by insufficiency or excess of ammonia nitrogen. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v.93, p.439-447, 2012. <https://doi.org/10.1007/s00253-011-3625-4>

QUAN, X.; WANG, F.; ZHAO, Q.; ZHAO, T.; XIANG, J. Air stripping of ammonia in a water-sparged aerocyclone reactor. **Journal of Hazardous Materials**, v.170, p.983-988, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.05.083>

QUEIROZ, L. M.; AMARAL, M. S.; MORITA, D. M.; YABROUDI, S. C.; SOBRINHO, P. A. Aplicação de processos físico-químicos como alternativa de pré e pós-tratamento de lixiviados de aterros sanitários. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v.16 n.4, 2011. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522011000400012>

RIETOW, J. C.; NAGASHIMA, M. Y. Y.; DEUS, P. L.; BAETTKER, E.; AISSE, M. M. Avaliação do processo de *free stripping* da amônia como pré-tratamento de lixiviados de aterros sanitários. In: 29º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...** São Paulo, São Paulo, 2017.

RIETOW, J. C.; NAGASHIMA, M. Y. Y.; DEUS, P. L.; BAETTKER, E.; AISSE, M. M. Pré-tratamento de lixiviado para disposição em estações de tratamento de esgoto. In: Bárbara Zanocotti Leite Ross; Gustavo Rafael Collere Possetti. (Org.). **Tecnologias Potenciais para o Saneamento: disposição de lixiviado de aterro sanitário em reatores UASB**. Curitiba: SANEPAR, v.3, p.63-92, 2018.

ROSA, C. M. da; CASTILHOS, R. M. V.; VAHL, L. C.; CASTILHOS, D. D.; PINTO, L. F. S.; OLIVEIRA, E. S.; LEAL, O. dos A. Efeito de substâncias húmicas na cinética de absorção de potássio, crescimento de plantas e concentração de nutrientes em *Phaseolus vulgaris* L. **Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa**, v.33, p.959-967, 2009. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832009000400020>

SCHNEIDERS, D.; SILVA, J. D.; TILL, A.; LAPA, K. R.; PINHEIRO, A. Atividade metanogênica específica (AME) de lodos industriais provenientes do tratamento biológico aeróbio e anaeróbio.

Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science: v.8, n.2, 2013. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1098>

SILVA, R. B.; LEITE, V. D. Tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto doméstico por processo anaeróbio seguido de aeróbio. **Revista DAE**, maio-agosto, 2014. <https://doi.org/10.4322/dae.2014.143>

SILVA, S. M.; HOSSAKA, S. L.; FERNANDES, F.; SOBRINHO, P. A. Remoção prévia de nitrogênio amoniacal de lixiviado de aterro sanitário visando posterior tratamento biológico. In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...** Belo Horizonte, Minas Gerais, 2007.

SOUTO, G. B.; POVINELLI, J. Características de lixiviados de aterros sanitários no Brasil. In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...** Belo Horizonte, Minas Gerais, 2007.

SOUTO, G. D. B. **Lixiviado de aterros sanitários brasileiros – estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (“arraste”)**. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos – SP. 2009.

STUMM, W.; MORGAN, J. J. **Aquatic Chemistry, Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters**. 3rd ed. John Wiley & Sons, Inc., New York, p.1022, 1996.

SUNG, S.; LIU, T. Ammonia inhibition on thermophilic anaerobic digestion. **Chemosphere**, v.53, p.43-52, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(03\)00434-X](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(03)00434-X)

TATSI, A. A.; ZOUBOULIS, A. I.; MATIS, K. A.; SAMARAS, P. Coagulation-flocculation pre-treatment of sanitary landfill leachates. **Chemosphere**, v.53, p.737, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(03\)00513-7](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(03)00513-7)

TORRES, P. Combined treatment of leachate from sanitary landfill and municipal wastewater by UASB reactors. **Water Science & Technology - WST**, v.60, n.2, 2009. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.365>

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. V.1, 4ª. ed, DESA, Ed. UFMG, 2014.

WERSIN, P.; CHARLET, L.; KARTHEIN, R. From adsorption to precipitation: Sorption of Mn²⁺ on FeCO₃. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 53, p.2787-2796, 1989. [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(89\)90156-7](https://doi.org/10.1016/0016-7037(89)90156-7)

YAO, P. Perspectives on technology for landfill leachate treatment. **Arabian Journal of Chemistry**, v.10, p.2567-2574, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2013.09.031>

Avaliação técnica e econômica de quatro sistemas de tratamento de efluente

Technical and economic evaluation of four wastewater treatment systems


- **Data de entrada:**
02/01/2021
- **Data de aprovação:**
19/06/2021

Andreia dos Santos Goffi^{1*} | Alcione de Abreu¹ | Mauro Lizot¹ | Shirley Suellen Thesari¹ | Flavio Trojan¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2022.061>


ORCID ID

Goffi AS  <https://orcid.org/0000-0002-3811-9432>

Abreu A  <https://orcid.org/0000-0002-4618-2220>

Lizot M  <https://orcid.org/0000-0003-2325-070X>

Thesari SS  <https://orcid.org/0000-0003-4216-3935>

Trojan F  <https://orcid.org/0000-0003-2274-5321>

Resumo

O aumento no consumo de água devido ao crescimento populacional, a agricultura e a industrialização faz com que a produção de esgotos também seja aumentada proporcionalmente. Neste sentido, este trabalho tem como objetivo avaliar e comparar as tecnologias para tratamento de esgotos sanitários, com base nas informações usuais de desempenho, utilizando uma metodologia baseada em estatística comparativa para tal análise. O trabalho propõe também uma avaliação econômica, por meio do Método de Simulação de Monte Carlo. Os seguintes sistemas de tratamento foram estudados: Reator anaeróbio de leito fixo (RALF), Sistemas de filtro biológico percolador de alta taxa (FB), RALF seguido de FB (RF) e Sistemas de lagoas (LAG). Quanto à análise de desempenho, os parâmetros observados nas estações de tratamento foram comparados com os ideais reportados pela literatura, com a legislação estadual e com o desempenho das tecnologias. Esses parâmetros apresentaram desvios; todavia, a maioria das tecnologias obteve desempenho eficaz quanto ao atendimento à legislação, exceto o RALF. Quanto à análise econômica, foi possível constatar que as tecnologias com maior demanda de área e energia são mais caras. De modo geral, o sistema RALF foi o que apresentou piores resultados, ao passo que o sistema de Filtros apresentou resultados mais satisfatórios quanto ao desempenho e à avaliação econômica.

Palavras-chave: Sistemas de Tratamento. Efluentes. Desempenho. Análise econômica.

Abstract

The increase in water consumption due to population growth, agriculture and industrialization, means that the production of sewage is also proportionally increased. In this sense, this work aims to evaluate and compare technologies for sanitary sewage treatment, based on the usual performance information, using a methodology based on comparative statistics for such analysis. The work also proposes an economic evaluation, using the Monte Carlo Simulation Method. The following treatment systems were studied: Anaerobic fixed bed reactor (RALF), High rate percolator biological filter systems (FB), RALF followed by FB (RF) and Pond systems (LAG). As for the performance analysis, the parameters observed in the treatment plants were compared with the ideals reported by the literature, with the state legislation and with the performance of the technologies. These parameters showed deviations, however, most technologies achieved effective performance in complying with the legislation, except the RALF. As for

¹ Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) - Ponta Grossa - Paraná - Brasil.

* **Autora correspondente:** andreiagoffi@gmail.com.

the economic analysis, it was possible to verify that the technologies with greater demand for area and energy are more expensive. In general, the RALF system showed the worst results. At the same time, the Filters system showed more satisfactory results in terms of performance and economic evaluation.

Keywords: Treatment Systems. Wastewater. Performance. Economic analysis.

1 INTRODUÇÃO

Com a necessidade de aumento na produção de alimentos, aliada ao desenvolvimento do meio urbano e rural, o consumo de água aumenta ao longo dos anos e, conseqüentemente, também a quantidade de esgotos gerados. O resultado do lançamento inadequado desse esgoto em corpos d'água causa preocupação, pois pode causar vários problemas, tais como: riscos de contaminação, transmissão de doenças, problemas estéticos, maus odores, mortandade de peixes, toxicidade das algas, aumento da complexidade e custos do tratamento de água, influenciando diretamente na produtividade do solo (METCALF, EDDY, 2003; VON SPERLING, 2014).

Em função dos impactos gerados ao meio ambiente, o gerenciamento e o monitoramento das estações de tratamento de esgotos torna-se um desafio, especialmente para os países em desenvolvimento que não possuem infraestrutura e tecnologia adequadas (VON SPERLING, CHERNICHARO, 2002; OLIVEIRA, VON SPERLING, 2008; KALBAR et al., 2012).

Ao longo dos últimos anos, na busca por configurações modernas e eficientes, vários autores têm investigado a problemática de tratamento de esgotos sanitários, considerando um maior número de variáveis intrínsecas aos processos de tratamento (LEONETI et al., 2010; SALA et al., 2011; HAKANEN et al., 2011; NETTO, ZAIAT, 2012; MAURER et al., 2012; KALBAR et al., 2012; GARRIDO et al., 2012; MOLINOS et al., 2014; MOLINOS et al., 2015). No entanto, o conhecimento acerca dessas configurações de operação é relativamente escasso somado ao vasto número de

alternativas e às variáveis envolvidas, fazendo com que a escolha de um sistema ideal seja um processo complexo de tomada de decisão (GARRIDO et al., 2012; MOLINOS et al., 2015).

É importante considerar, além da adequação técnica, teórica e fatores relacionados à aplicação dos recursos financeiros, a real eficiência de remoção de poluentes e nível de qualidade do efluente final, sobretudo o nível de atendimento à legislação para as diferentes tecnologias em unidades de tratamento de esgotos (OLIVEIRA, VON SPERLING, 2007; OLIVEIRA, VON SPERLING, 2008; LEONETI, 2010).

Dessa forma, conhecer os níveis de atendimento aos padrões de lançamento de um sistema de tratamento em operação é uma questão relevante, especialmente quando considerados os riscos ambientais e da operacionalização do tratamento em países em desenvolvimento.

Este estudo objetiva preencher a lacuna existente sugerida por estudos anteriores, que destacam comparações com variáveis complexas e de difícil utilização. O mesmo contribui para ampliar o conhecimento a respeito das tecnologias mais usuais e seus respectivos desempenhos, baseando-se em informações oriundas dos respectivos sistemas de tratamento. Para tanto, foram conduzidas análises entre os diferentes sistemas, por meio da caracterização dos parâmetros físico-químicos, estudo comparativo dos dados de qualidade do efluente observado nas estações e os descritos pela literatura como adequados.

Neste sentido, este trabalho busca fornecer uma metodologia de comparação de informações

de desempenho de diferentes sistemas de tratamento de esgotos, amplamente utilizados no Brasil, bem como fornece uma análise econômica destes sistemas.

2 METODOLOGIA

Este estudo utilizou metodologia composta por duas principais fases. A primeira fase foi a análise técnica, composta por 3 etapas: Comparação do desempenho das unidades com os valores reportados pela literatura clássica; Comparação do desempenho das unidades com a legislação estadual para lançamento de efluentes; e Investigação sobre diferenças existentes entre os desempenhos das diferentes tecnologias. Para isso, os dados de monitoramento foram obtidos por meio de relatórios semestrais fornecidos pelas unidades municipais de saneamento, compreendendo no total 15 estações de tratamento de esgotos (ETEs) em operação no estado do Paraná.

A maioria das ETEs em operação no estado do Paraná utiliza as tecnologias de Reator anaeróbio de leito fixo (RALF), Filtro biológico percolador de alta taxa (FB), a combinação de RALF e FB (RF), e Lagoa anaeróbia com Lagoa facultativa mais Remoção de algas (LAG). Para a análise de desempenho, foram avaliados os parâmetros de demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), sólidos suspensos (SS), temperatura (T) e pH, conforme maior ocorrência de uso e operacionalização.

A fim de conhecer as características dos efluentes para os 4 sistemas de tratamento, foram realizados estudos estatísticos preliminares de análise descritiva, e os demais tratamentos estatísticos foram desenvolvidos no software Statgraphics Centurion XVII. A análise quanto ao atendimento dos padrões de lançamento foi conduzida de acordo com a legislação do estado do Paraná, onde foram considerados os

dados definidos pela Resolução 001/07 SEMA de 23/01/2007 (DBO: até 90 mg.L⁻¹; DQO: até 225 mg.L⁻¹).

A análise da variância foi utilizada para explorar se havia diferenças significativas entre os resultados médios obtidos pelas diferentes tecnologias de tratamento. O teste paramétrico foi empregado para um fator One-way ANOVA, ao nível de significância de 5%, para amostras de tamanhos diferentes - Que. 1. Para verificar a aderência à curva de distribuição normal dos parâmetros físico-químicos foi utilizado o teste D'Agostino, também ao nível de significância de 5% - Que. 2.

$$F_{stat} = \frac{VEG}{VIG} \quad (1)$$

Onde: F_{stat} : Teste paramétrico ANOVA; VEG: Variância entre grupos; VIG: Variância Intra-grupo.

$$D^* = \frac{D - E \{D\}}{s \{D\}} \quad (2)$$

Onde: D^* : Distribuição normal padronizada; D : Distribuição normal da amostra; E : Tamanho da Amostra; s : Desvio padrão amostral.

Na segunda fase, foram calculadas as simulações de dois indicadores econômicos, por meio do Método de Simulação de Monte Carlo (SMC). Existem muitos indicadores econômicos que podem ser usados para avaliar o desempenho econômico de um investimento. Markov et al. (2017) destacam o Valor Presente Líquido como o indicador que pode ser calculado para justificar qual Sistema de tratamento seria a opção economicamente mais vantajosa. Então, usamos o Valor Presente Líquido (VPL) e o Valor Presente Líquido Anualizado (VPLA), sugerido por Lima et al., (2015). A modelagem é apresentada nas Eq. 3 e 4:

$$VPL = -CF_0 + \sum_{j=1}^n \frac{CF_j}{(1+i)^j} \quad (3)$$

Onde: VPL = valor presente líquido; CF₀ = O valor esperado dos benefícios; CF_j = O valor dos benefícios; i = refere-se à taxa de juros (desconto); j = refere-se ao período de tempo.

A Eq. 3 determina a viabilidade econômica de um projeto de investimento (Souza e Clemente, 2008). A Eq. 4 apresenta o valor presente líquido anualizado:

$$VPLA = VPL \left[\frac{i(1+i)^j}{(1+i)^j - 1} \right] \quad (4)$$

Onde: VPLA = Valor Presente Líquido Anualizado; VPL = corresponde ao Valor Presente Líquido; i = refere-se à taxa de juros; j = refere-se ao período de tempo.

O SMC é baseado em uma técnica de amostragem aleatória de entrada de incertezas, seguido pela determinação e análise da propagação das incertezas conforme usado nos trabalhos de Lima et al. (2015). Conforme descrito por Alsina et al. (2008), essa técnica permite a geração de dados estocásticos inerentes aos sistemas estudados por meio de modelos determinísticos.

Portanto, neste estudo foram geradas 10.000 amostras para cada critério, a fim de garantir que as incertezas dos dados de entrada fossem cobertas de maneira uniforme. A partir daí, foram geradas simulações dos seguintes custos: investimento, operação e manutenção, área requerida e demanda de energia, para cada sistema de tratamento avaliado.

Os custos globais de consumo de eletricidade e de eliminação de lamas foram incluídos nos custos operacionais e de manutenção. Os custos das necessidades de área foram avaliados em metros

quadrados para as pequenas cidades do Brasil. Todos os valores foram estimados com base na taxa de câmbio de R\$ 5,15 / US\$ e Taxa Mínima de Atratividade (TMA) de 14,25% ao ano (Bacen, 2016). Os cálculos foram realizados com um horizonte de planejamento de 25 anos (Djukic et al, 2016).

Com base nas informações, foi realizada uma medida de desempenho econômico, com o objetivo de comparar as tecnologias de tratamento de efluentes em termos de alternativas de investimento, utilizando o VPL e o VPLA.

3 APLICAÇÃO, RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nesse tópico são comparados os desempenhos das unidades de tratamento com os valores reportados pela literatura clássica e pela legislação estadual. Também são apresentados os resultados da análise econômica, bem como, conduzida a avaliação final das tecnologias.

3.1 Desempenho das unidades de tratamento

Alguns parâmetros físicos, químicos e biológicos podem auxiliar na demonstração dos níveis de qualidade do efluente resultante de um sistema de tratamento, tais como: DQO, DBO, SS, N, P, T, pH, coliformes e ovos de helmintos (VON SPERLING, CHERNICHARO, 2002). Entretanto, a maioria dos países não tem definidos todos os padrões de lançamentos para cada um desses parâmetros, o que motivou a utilização apenas dos dados de monitoramento relativos aos parâmetros DQO, DBO, SS, T e pH, os quais possuem os padrões de lançamentos definidos na Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA Nº 430/2011, e Resolução 001/07 SEMA de 23 de janeiro de 2007.

Para cada tecnologia de tratamento avaliada neste estudo foram calculados: média aritmética, mediana, valores máximos e mínimos, desvio padrão e curva característica, conforme Tabela 1.

Tabela 1 - Concentrações efluentes dos sistemas de tratamento.

	Parâmetros	DQO (mg.L ⁻¹)	DBO (mg.L ⁻¹)	SS (mg.L ⁻¹)	T (°C)	pH	Curva Característica (TDH x mg.L ⁻¹)
RALF	Média	146,29	62,38	36,10	21	6,87	
	Mediana	139,00	55,00	40,00	20	6,90	
	DP	51,21	24,31	16,51	1,45	0,16	
	Máx	223,00	106,00	77,04	23	7,20	
	Mín	65,00	22,00	7,50	18	6,40	
	N°	28	16	25	23	25	
FB	Média	76,41	34,07	11,26	20	6,93	
	Mediana	71,00	37,00	10,00	20	7,00	
	Dv	29,38	10,27	8,78	1,73	0,12	
	Máx	143,00	50,00	50,00	22	7,10	
	Mín	15,00	6,00	1,11	15	6,60	
	N°	83	41	75	53	73	
RF	Média	91,46	39,47	18,89	20	7,07	
	Mediana	92,00	42,50	15,00	20	7,10	
	Dv	29,01	10,87	11,88	1,74	0,14	
	Máx	148,00	55,00	50,00	24	7,50	
	Mín	28,00	15,00	2,50	14	6,70	
	N°	67	30	55	46	53	
LAG	Média	87,11	28,05	14,56	21	6,96	
	Mediana	88,00	28,00	10,00	21	7,00	
	Dv	26,27	14,79	8,88	2,10	0,14	
	Máx	140,00	50,00	50,00	28	7,50	
	Mín	12,00	2,00	1,82	15	6,30	
	N°	295	109	267	251	269	

*Onde: DV-Desvio Padrão; Máx- Máximo Valor; Mín- Mínimo Valor; N°- Número de amostras

Ressalta-se na Tabela 1 que o sistema RALF obteve valores médios de concentração de efluentes elevados quando comparado às demais tecnologias, para todos os parâmetros. A diferença entre os números amostrais pode ser atribuída às diferentes formas de coleta de dados.

As curvas informam o tempo de permanência das moléculas individuais no reator do fluido que escoam. A partir dessas curvas, são obtidas informações como o tempo médio de residência ou tempo médio de detenção hidráulica, o modelo matemático que melhor descreve o comporta-

mento hidrodinâmico do reator, as conversões esperadas no reator para um dado sistema reacional com modelo cinético conhecido, problemas associados com design, falhas operacionais, além de permitir a identificação de anomalias de escoamento em reatores (LEVENSPIEL, 2000).

Com base nos parâmetros observados nas estações estudadas, foi realizada uma comparação entre os valores. A Fig. 1 mostra as faixas observadas e as típicas, indicando o limite superior e inferior do processo.

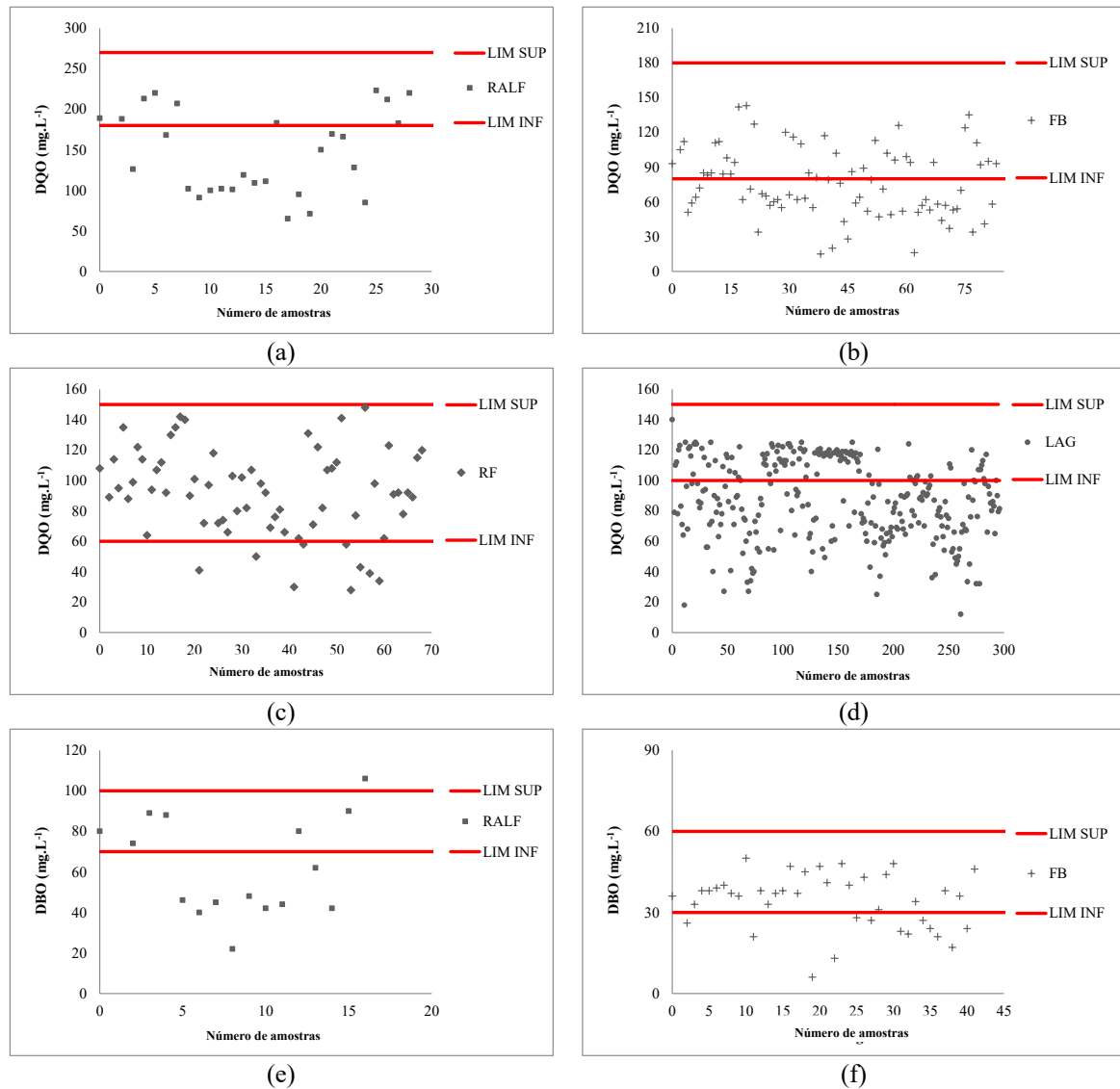
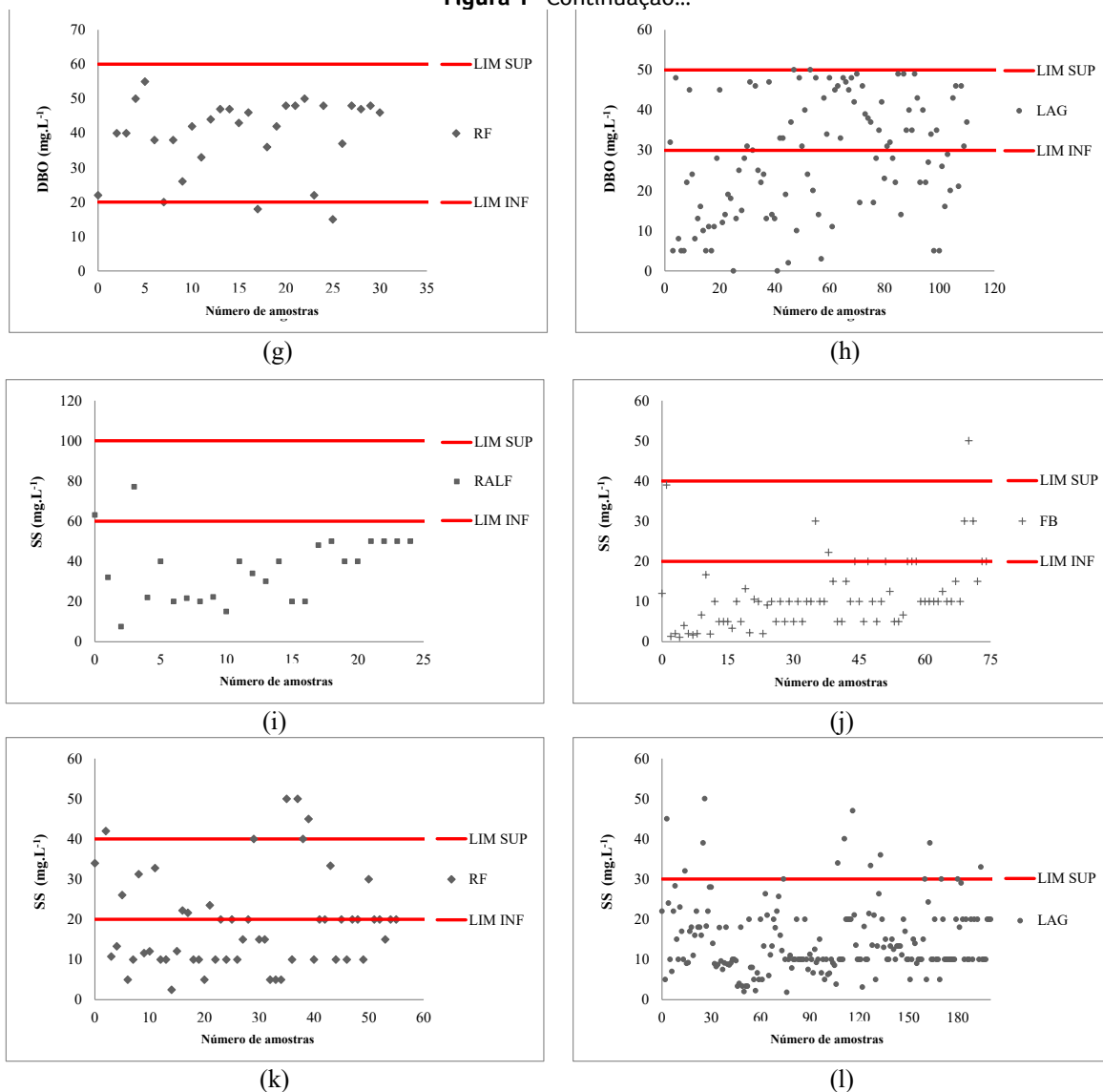


Figura 1- Concentrações efluentes observadas em cada modalidade de tratamento junto às faixas usuais reportadas por Von Sperling (2014). Onde: Limite da faixa típica superior (LIM SUP); Limite faixa típica inferior (LIM INF).

continua...

Figura 1- Continuação...



As maiores diferenças observadas com relação aos valores descritos por Von Sperling (2014) foram quanto aos valores de mínimo esperados para os parâmetros avaliados, demonstrando maior eficiência do sistema, uma vez que as concentrações encontradas foram inferiores às reportadas na literatura.

Para o sistema RALF observou-se, de maneira geral, que as concentrações efluentes, tanto para DQO, DBO e SS, apresentaram valores bem abaixo dos usualmente expressos na literatura, sendo

mensurados 64%, 56% e 92% abaixo do esperado, respectivamente para cada parâmetro, conforme pode ser observado na Fig. 1 (a), (e), (j).

Comportamento similar foi observado para o sistema de lagoas, com valores bem abaixo do esperado, sendo 63% abaixo para o parâmetro DQO (Fig. 1(d)) e 49% abaixo para DBO (Fig. 1(h)). A literatura não indica valor mínimo de sólidos para o sistema; entretanto, apenas 5% dos valores observados nas unidades em operação composta por lagoas ficaram acima do valor máximo

esperado para a modalidade, o que possibilita concluir que o sistema tem sido operado de forma eficiente e por consequência apresenta resultados eficientes em termos de concentração de DQO, DBO e SS.

Os sistemas FB e RF apresentaram a maior parte dos resultados dentro do esperado, sendo que, em alguns casos, as concentrações efluentes de ambos se apresentaram melhores que as esperadas. A modalidade de FB apresentou, aproximadamente 55%, 32% e 81% dos resultados abaixo do valor inferior da faixa sugerida pela literatura, para DQO, DBO e SS, respectivamente (Fig. 1(b),(f),(j)). Na modalidade combinada RF também foram obtidas algumas concentrações abaixo da faixa mínima esperada, sobretudo para o parâmetro SS, no qual 51% das concentrações

efluentes ficaram abaixo do valor usual (Fig. 1(k)). Contudo, este sistema obteve os resultados que melhor se ajustaram aos valores citados na literatura como habituais, com cerca de 97%, 93% e 44% dos valores dentro das faixas de mínimo e máximo esperados para os parâmetros DQO, DBO e SS, na devida ordem (Fig. 1(c)(g)(k)).

Os valores médios de atendimento, bem como a distribuição dos valores efluentes observados, e os limites definidos na legislação do estado são apresentados na Fig. 2. Para esses limites, foram considerados os padrões de lançamentos definidos pela Resolução 001/07 SEMA de 23/01/2007 quanto aos parâmetros DBO (90 mg.L^{-1}) e DQO (225 mg.L^{-1}), sendo possível verificar os percentuais de atendimento para cada sistema de tratamento em operação.

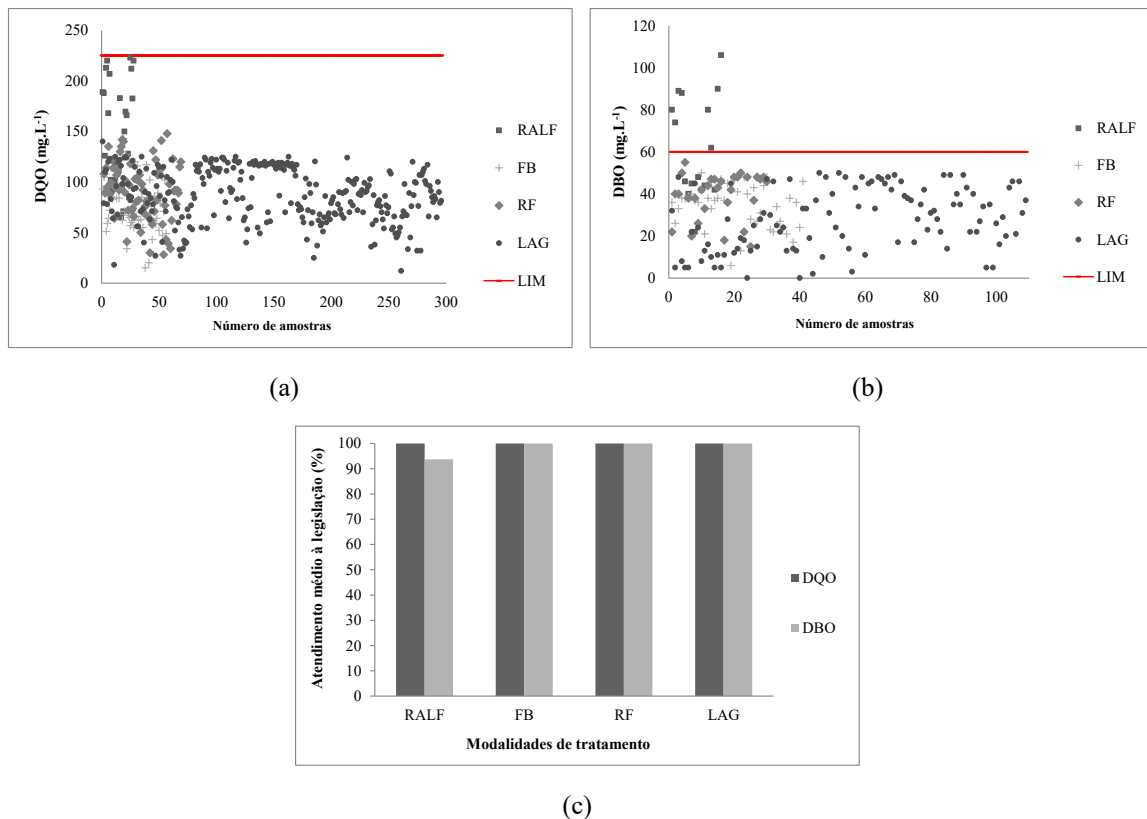


Figura 2 - Capacidade de atendimento à legislação do Paraná para cada sistema em termos de DQO e DBO: (a) Distribuição efluente em termos de DQO; (b) Distribuição efluente em termos de DBO; (c) Percentual médio de atendimento à legislação.

Conforme observado na Fig. 2 (c), todas as tecnologias apresentaram percentuais de 100% de atendimento aos padrões de lançamentos máximos para DQO e DBO definidos pela legislação, com ressalva do sistema RALF, o qual apresentou percentual de atendimento para o parâmetro DBO de 94%. Embora o índice de atendimento aos padrões de lançamento quanto à legislação do estado fosse alto, a distribuição dos valores efluentes do sistema RALF ficou bastante próxima ao limite máximo aceitável para ambos os parâmetros DBO e DQO, conforme apresentado na Fig. 2(a) e 2(b), respectivamente. A proximidade dos valores efluentes evidenciou a necessidade de maior controle e monitoramento do sistema RALF, especialmente quando comparado aos demais sistemas avaliados, a fim de garantir a melhoria na qualidade do efluente, reduzindo os riscos ambientais e de saúde pública.

O lançamento de esgotos pode apresentar grande variabilidade, assumindo padrões e valores pouco restritivos, restritivos ou bastante restritivos, dependendo das particularidades da localidade, região ou situação. Esses, por sua vez, consideram diferentes variáveis, tais como: características de desenvolvimento, nível econômico e compromisso com o meio ambiente. Para auxiliar nessa questão, Von Sperling (2014) definiu alguns padrões de lançamento segundo distintos níveis de restrição, para os principais poluentes de interesse dos esgotos domésticos.

Deste modo, a Fig. 3 apresenta um resumo referente à capacidade dos sistemas avaliados neste estudo em atender diferentes níveis de restrição para o lançamento de efluentes.

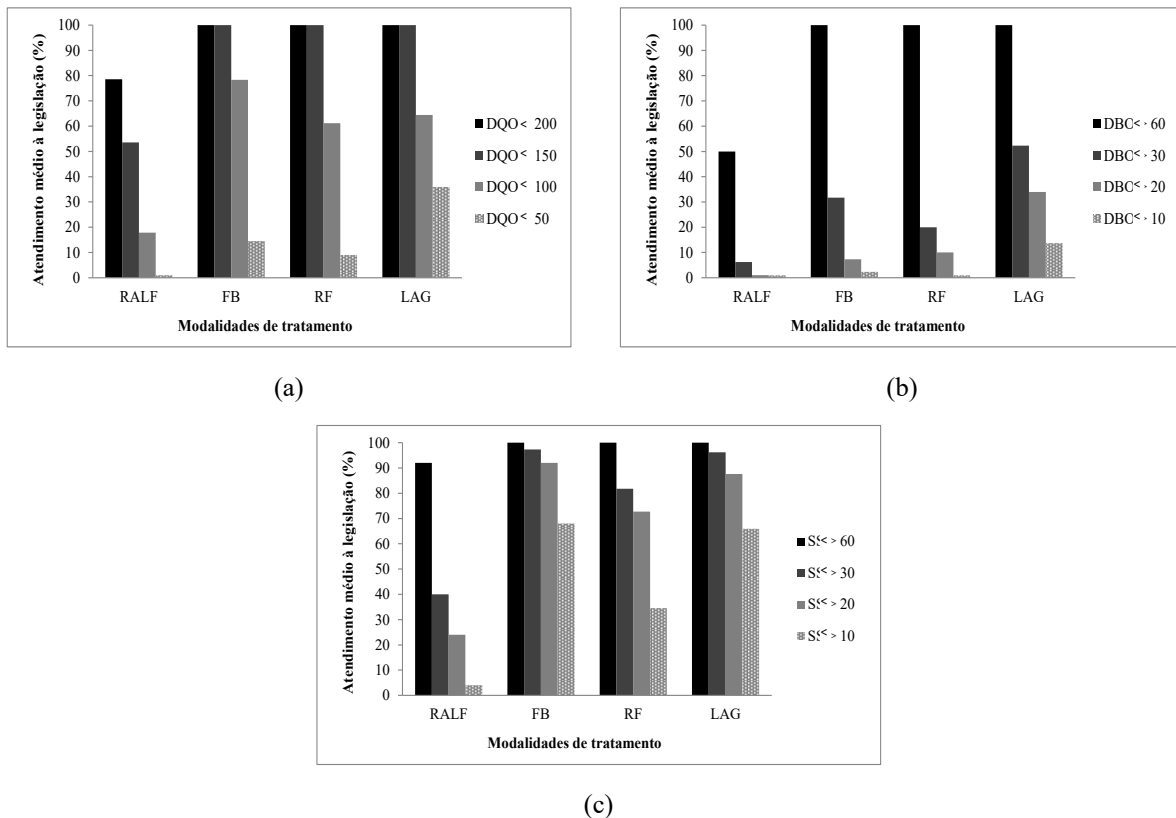


Figura 3 - Percentual médio de atendimento a possíveis padrões de lançamento sob diferentes níveis de restrição em termos de: (a) Concentração de DQO; (b) Concentração de DBO; (c) Concentração de SS.

A Fig. 3 evidencia a capacidade de todas as modalidades atenderem a metas de lançamento mais restritivas do que as adotadas atualmente na legislação do estado do Paraná, especialmente os sistemas de Lagoas (LAG) e o sistema de Filtro biológico de alta taxa (FA), os quais demonstraram elevado potencial ao atendimento imediato a padrões de lançamento

bastante restritivos, sobretudo, para os parâmetros SS e DQO.

As concentrações dos parâmetros avaliados para cada tecnologia de tratamento, em geral, apresentaram elevada variação. Com o intuito de mapear a distribuição desses parâmetros observados nas estações de tratamento foram gerados os gráficos *Box-whisker* (Fig. 4).

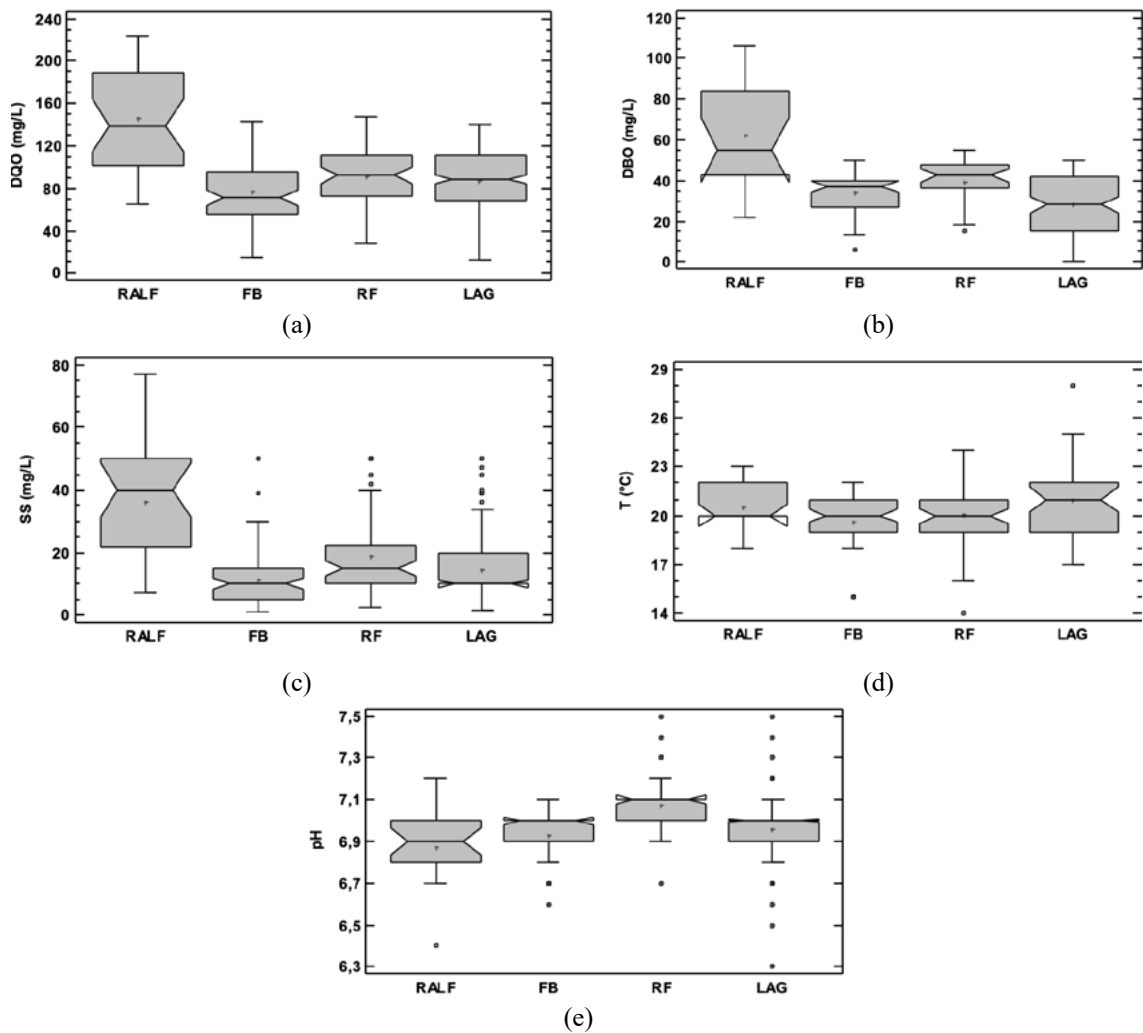


Figura 4 - Concentrações médias efluentes das diferentes tecnologias: (a) em termos de DQO; (b) em termos de DBO; (c) em termos de sólidos suspensos; (e) temperatura; e (f) pH. Informações do gráfico: τ Máximo e Mínimo; \square 75% e 25%; \circ Mediana.

A análise dos gráficos *Box-whisker*, na Fig. 4, demonstra alta variabilidade entre os parâmetros físico-químicos analisados, considerando as diferentes tecnologias de tratamento, em especial para os parâmetros avaliados no sistema RALF. Na Fig. 4(c) e 4(e) é possível verificar similaridade na distribuição das concentrações efluentes dos parâmetros sólidos suspensos e pH, para os sistemas de FB, RF e LAG, embora haja presença de *outliers*, especialmente, nos sistemas de lagoas (LAG).

Os coeficientes de variação (CV) apresentados pelas ETEs em operação foram calculados para as tecnologias de tratamento, com um nível de confiabilidade de 95%. Sendo de 0,30 a 0,35 para dados de DQO; de 0,28 a 0,58 para DBO; 0,07 a 0,09 para temperatura; de 0,02 para pH, e os valores com maior variação são para sólidos suspensos, que variaram de 0,46 a 0,76.

Os CVs calculados demonstraram grande variabilidade para os parâmetros DQO, DBO e SS em todas as tecnologias analisadas, assim como observado por Oliveira e Von Sperling (2007), que também observaram uma faixa ampla de variação dos coeficientes para a maioria dos parâmetros nos processos de tratamentos

estudados. Os autores verificaram que baixos valores de CV não implicam, necessariamente, em bons desempenhos, do mesmo modo que o obtido neste trabalho, onde o sistema que apresentou menores coeficientes de variação foi também o sistema que teve resultados menos favoráveis de desempenho, especialmente quanto ao atendimento à legislação.

A temperatura e o pH apresentaram baixos CVs, contrários aos demais parâmetros, o que pode indicar que todas as tecnologias de tratamento compreendidas neste estudo apresentaram estabilidade e capacidade de absorção a choques relacionados às mudanças de pH e temperatura, uma vez que o coeficiente de variação não indica resultados de desempenho, mas condições referentes à estabilidade de operação (OLIVEIRA e VON SPERLING, 2007).

As concentrações dos parâmetros DQO, DBO, SS, T e pH para as diferentes tecnologias de tratamento foram submetidas ao teste de normalidade D'Agostino e ao teste estatístico one-way ANOVA, com objetivo de avaliar se havia diferença ao nível de confiança de 5% entre os processos de tratamento (Tabela 2).

Tabela 2 - Resultados estatísticos da comparação entre sistemas de tratamento

Combinações		P=Value				
		DQO	DBO	SS	T	pH
RALF	FB	0,8620	0,2304	0,7996	0,1138	0,1014
RALF	RF	0,2065	0,1237	0,0333	0,039	0,1234
RALF	LAG	0,2585	0,8122	0,1493	0,7453	0,6133
FB	RF	0,1177	0,8610	0,0345	0,2509	0,1958
FB	LAG	0,9920	0,4226	0,3964	0,8889	0,1136
RF	LAG	0,9590	0,2395	0,2885	0,7532	0,2947

De acordo com a Tabela 3, não foi possível observar diferença estatisticamente significativa entre a maioria das tecnologias. Contudo, o reator RALF, quando comparado ao sistema combinado RF, demonstrou diferença significativa ao nível de confiança de 95,0% para os parâmetros SS e T, assim como o sistema de filtro FB quando

comparado ao RF, entretanto apenas para o parâmetro sólido suspenso.

A tecnologia combinada de RF foi a que apresentou melhor aderência com os dados descritos na literatura para os parâmetros analisados. As tecnologias de Lagoas (LAG) e de Filtro biológico (FB), também apresentaram elevado percentu-

al de concentração abaixo dos valores descritos na literatura. Ambas alcançaram excelentes resultados quanto à qualidade do efluente final, o que pode estar associado à alta eficiência na operação e manutenção dos sistemas. Embora o reator RALF apresentasse maior porcentagem de valores abaixo da faixa mínima típica, as concentrações permaneceram bastante equilibradas.

Quanto ao atendimento à legislação do estado, de acordo com os parâmetros de DQO e DBO definidos pelas normas, foi possível verificar que todas as tecnologias de tratamento atingiram mais de 96% de eficiência. Por outro lado, os valores das concentrações desses parâmetros nos sistemas RALF ficaram bem próximos aos limites máximos permitidos, o que sugere a necessidade de maior controle e busca pela melhoria da qualidade destes efluentes a fim de minimizar o passivo ambiental.

No que se refere à capacidade de atendimento em níveis mais restritivos de qualidade de efluente, constatou-se que as tecnologias FB, RF e LAG apresentaram equidade quanto aos padrões de lançamentos ainda mais restritivos do que os definidos pela legislação do estado, especialmente em termos de DQO e SS.

De modo geral, foi verificada uma grande variabilidade nos dados, em especial para os parâmetros DQO, DBO e SS. Essa variação pode ser atribuída às possíveis diferenças nas características do afluente, como: carga hidráulica, carga orgânica, características de manutenção e operação, ao qual o sistema é submetido. Os parâmetros pH e T apresentaram baixos valores de coeficiente de variação, o que possivelmente pode estar relacionado à boa estabilidade e capacidade de absorção a choques relacionados a mudanças no afluente.

3.2 Análise econômica das unidades de tratamento

O Método de Simulação de Monte Carlo é uma forma de reproduzir a aleatoriedade inerente aos

sistemas biológicos por modelos determinísticos. Por meio do SMC, é possível ter uma amostragem probabilística das incertezas. De acordo com Zolfaghari e Ahmadi (2017), o SMC aplicado ao tratamento de efluentes pode ser muito eficaz, uma vez que grande parte das incertezas envolvidas neste cenário advém da natureza estocástica e erros nos cálculos dos custos do tratamento de efluentes.

Apesar das incertezas relacionadas aos custos, não foi encontrado nenhum estudo que aplique este método ao problema. Por muitos anos, vários autores têm usado a técnica de simulação de Monte Carlo no campo de pesquisa de águas residuais, como Bellehumeur et al (1997) para o gerenciamento de lamas de águas residuais, Alsin et al. (2008) para o planejamento e monitoramento de estações de tratamento de águas residuais, Blackwood et al. (2000) para a atualização de sistemas de águas residuais, Pedrero et al. (2011) para água recuperada de instalações de tratamento de águas residuais. Além disso, Mahjouri et al. (2015) para a alocação de carga de águas residuais em rios.

Zheng et al. (2016) apresentaram uma estrutura de análise de decisão multicritério baseada em cenários para comparar diferentes alternativas de infraestrutura em termos de sustentabilidade. Eles descobriram que o desempenho dos sistemas de infraestrutura de águas residuais é de fato sensível às condições socioeconômicas dos limites e às outras fontes de incerteza, reforçando, assim, a importância de simulações, a fim de garantir que o maior número de cenários seja considerado para uma melhor análise.

Deste modo, para cada condição de custo, 10.000 simulações foram realizadas, e então o custo total foi estimado, para um horizonte de projeto de 25 anos. Esses resultados são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 - Custos dos sistemas de tratamento

Sistemas de tratamento		RALF	FB	RF	LAG
Implantação (\$/hab)	Mín	8,00	8,00	10,67	8,00
	Méd	10,67	9,33	14,00	14,00
	Máx	13,33	10,67	17,33	20,00
M&O (\$/hab.ano)	Mín	0,40	0,40	2,00	0,53
	Méd	0,53	0,53	3,00	0,80
	Máx	0,67	0,67	4,00	1,07
Energia (\$/W.hab)	Mín	2,20	0,00	2,50	0,00
	Méd	3,20	0,00	3,50	0,00
	Máx	4,20	0,00	4,50	0,00
Área (\$/m ² .hab)	Mín	0,12	0,12	0,15	1,70
	Méd	0,19	0,19	0,23	2,45
	Máx	0,25	0,25	0,30	3,20
VPL (R\$)	Mín	1.589.594,39	1.269.236,00	1.916.167,00	6.765.002,64
	Máx	2.249.944,50	1.833.772,00	2.664.243,75	12.464.237,44
	CV	5,95%	6,71%	5,51%	12,02%
VPLA (R\$)	Mín	234.921,00	187.045,18	281.112,13	1.007.629,51
	Máx	332.513,54	269.505,00	391.358,20	1.840.176,41
	CV	5,93%	6,66%	5,58%	11,93%

Legenda: M&O - Manutenção e Operação; VPL - Valor Presente Líquido; VPLA - Valor Presente Líquido Anualizado.

Conforme apresentado na Tabela 3, todos os sistemas de tratamento apresentaram baixos coeficientes de variação (CV). O Sistema combinado RF teve o menor CV. Mesmo com grande amostra de dados, 10.000 simulações, o baixo CV mostra a estabilidade dos valores levantados a partir do SMC, além da baixa dispersão dos dados em geral.

Dentre os sistemas de tratamento avaliados, o que apresentou menor custo total foi Filtro biológico percolador de alta taxa (FB). Esse tipo de sistema pode atender a uma variedade de necessidades, alcançando níveis elevados de qualidade do efluente, como remoção de DBO, DQO, sólidos suspensos, e em alguns casos, até remoção parcial de nutrientes (Von Sperling e Chernicharo, 2002). Ouyang et al. (2015) também apontaram esse sistema como uma opção adequada de tratamento.

O segundo sistema com menor custo total foi o Reator anaeróbio de leito fixo (RALF), classificado como um tratamento secundário (Goffi et al., 2018). Essa tecnologia, além de econômica, também atende às leis e regulamentações brasileiras. Kalbar et al. (2012) também classificaram este sistema como a alternativa preferida para

cenários urbanos, uma vez que atende às necessidades de área requerida, bem como qualidade do efluente final.

O sistema que apresentou os maiores custos por unidade de tempo (VPLA) foi a Lagoa anaeróbia com Lagoa facultativa mais Remoção de algas (LAG), seguido pelo sistema combinado RF. O primeiro sistema demanda muita área, o que influencia diretamente nos custos de investimento, e por sua vez no custo final. Já o segundo tratamento, por ser um sistema combinado, torna-se economicamente mais complexo, tendo custos adicionais aos dois sistemas.

3.3 Análise técnica e econômica

Conforme relatado por Zeng et al. (2007), as alternativas de tratamento de efluentes são geralmente consideradas com base nos dados econômicos fornecidos no relatório de viabilidade do projeto de tratamento de efluentes, sendo a alternativa com menor custo geralmente escolhida, sem estudo aprofundado sobre o comportamento das tecnologias. Nesse sentido, é

necessário conhecer mais aspectos além do fator econômico fundamental para a seleção e análise de tecnologias de tratamento.

Lee et al. (2013) alertam para a importância do custo-efetividade na análise dos sistemas de tratamento, o que aponta que a análise de decisão mais eficaz deve ser baseada na análise de critérios de custo, bem como nos resultados efetivos de cada tecnologia de tratamento.

Portanto, considerar diferentes aspectos na comparação dos diferentes sistemas de tratamento é, sem dúvida, um diferencial para a definição do projeto com melhores respostas as necessidades do decisor.

Levar em conta o maior número de aspectos intrínsecos à decisão, bem como considerar seus

conflitos e aplicar o cruzamento dessas informações, tendo em conta as preferências do decisor, pode ser um diferencial na priorização de projetos. Dessa forma, a avaliação global das tecnologias foi conduzida com base no desempenho técnico referente à remoção de matéria orgânica e sólidos, bem como estabilidade operacional (variações de temperatura e pH). Bem como considerou a análise econômica (Custos de implantação, operação, manutenção, demanda de área e energia).

A Tabela 4 apresenta a classificação das tecnologias de tratamento de acordo com o aspecto avaliado, ou a combinação desses, em diferentes cenários de preferência.

Tabela 4 - Classificação dos sistemas de tratamento

	Rank		Preferência de decisão		
	Desempenho (d)	Custos (c)	c = d	c > d	c < d
1°	LAG	FB	FB	LAG	FB
2°	FB	RALF	LAG	FB	LAG
3°	RF	RF	RF	RF	RF
4°	RALF	LAG	RALF	RALF	RALF

O sistema de tratamento que obteve melhor classificação foi o filtro biológico percolador de alta taxa. O FB ficou 3 vezes em primeiro lugar na classificação: em custos, uma vez que o sistema apresenta menor custo, portanto melhor resposta aos objetivos econômicos; para custos e desempenho com mesmo peso e no cenário onde o aspecto custo era preferível pelo decisor. E ficou duas vezes em segundo lugar: quanto aos aspectos desempenhos e desempenho preferível pelo decisor. O sistema de lagoas foi o segundo com melhor classificação, seguido pelo sistema combinado de RALF e FB. Em último, ficou o sistema RALF.

4 CONCLUSÕES

Este trabalho buscou analisar quatro tecnologias para tratamento de esgoto amplamente utilizadas no Brasil.

Notada a carência de estudos do comportamento das concentrações afluentes e efluentes em sistemas de tratamento em operação, a primeira fase do estudo buscou avaliar o desempenho dessas tecnologias.

Destacada a relevância dos aspectos econômicos, especialmente com relação aos baixos investimentos em saneamento nos países em desenvolvimento, o fator econômico tem sido considerado preponderante na tomada de decisões. Portanto, na segunda fase este estudo teve

como objetivo promover também uma análise aprofundada dos critérios de custos, tomando-a como uma ferramenta para as etapas iniciais de seleção do Sistema de Tratamento de Efluentes mais adequado.

As modalidades de tratamento analisadas demonstraram ótimo desempenho, se comparado ao esperado, em termos de qualidade do efluente final, pois foi possível observar valores de concentrações de efluentes inferiores aos mínimos descritos na literatura como usuais para cada tecnologia, considerando os parâmetros DQO, DBO e SS.

Diante das análises da metodologia apresentadas, pode-se afirmar que o estudo possibilita a investigação da situação encontrada nas estações de tratamento de esgotos, servindo de apoio para a tomada de decisão em nível de definição inicial para projetos em estações de tratamento de esgoto.

Também é possível contribuir com uma orientação sobre o potencial de cada uma das tecnologias investigadas e os desempenhos atingidos, sendo que alguns deles foram superiores aos esperados, auxiliando dessa forma a avaliação de qual tecnologia mais usual pode atender a padrões mais restritivos relativos à qualidade do efluente. A avaliação dos sistemas de tratamentos de efluentes torna possível a melhoria contínua desses sistemas, auxiliando dessa forma a obtenção de um resultado positivo para o meio ambiente — como consequência aumentando a qualidade de vida no meio urbano e rural.

Quanto ao aspecto econômico, foi possível observar ao longo deste estudo que os sistemas com maior demanda de área e energia tendem a ser mais caras, embora por vezes apresentem melhor qualidade de tratamento. Portanto, as tecnologias intensivas são mais baratas que as extensivas, porém a sustentabilidade global não pode ser medida por isso. São necessários estudos que

envolvam o maior número de variáveis para a definição da tecnologia que apresente melhor resultados e benefícios para cada cenário.

Nesse contexto, estudos conjuntos são ainda mais necessários na definição de um sistema de tratamento adequado, a fim de garantir que os principais aspectos sejam levados em conta para a definição do tratamento mais adequado.

Além dos fatores de desempenho e econômicos, é necessário incorporar na análise os fatores ambientais, sociais e tecnológicos. Antes de tudo, uma visão geral dos aspectos de desempenho e econômico do tema deve ser bem realizada. Assim, esta pesquisa apresentou um conjunto de critérios que irão garantir que os principais elementos sejam levados em consideração na etapa de projeto e planejamento de uma estação de tratamento.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

6 REFERÊNCIAS

- ALSINA, F. X., RODRÍGUEZ-RODA, I., SIN, G., & GERNAEY, K. V. Multi-criteria evaluation of wastewater treatment plant control strategies under uncertainty. *Water Research* 42 (17), 4485–4497. 2008. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.05.029>
- BACEN, B. C. B. 2016 **Currency conversion** (Central Bank of Brazil). <http://www4.bcb.gov.br/pec/conversao/conversao.asp> (Acessado em 10 Julho 2016).
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n. 430 de 13 de maio de 2011. **Diário Oficial da União**, Brasília, 2011.
- BLACKWOOD, D.J., ASHLEY, R.M., PETRIE, M., OLTEAN-DUMBRAVA, C., JONES, C. 2000 Making decisions for upgrading wastewater systems. *Proc. Inst. Civ. Eng. Munic. Eng.* 139, 171–180.
- BELLEHUMEUR, C., VASSEUR, L., ANSSEAU, C., MARCOS, B. 1997 Implementation of a multicriteria sewage sludge management model in the southern Quebec municipality of Lac-Mégantic, Canada. *J. Environ. Manage* 50, 51–66.
- DJUKIC, M., JOVANOSKI, I., IVANOVIC, O. M., LAZIC, M., & BODROZA, D. Cost-benefit analysis of an infrastructure project and a cost-reflective tariff: A case study for investment

- in wastewater treatment plant in Serbia. **Renewable and Sustainable Energy Reviews** 59, 1419–1425. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.01.050>
- GARRIDO, B.M.; REIF, R.; HERNÁNDEZ, F.; POCH, M. Implementation of a knowledge-based methodology in a decision support system for the design of suitable wastewater treatment process flow diagrams. **J. Environ. Manage**, v. 112, 2012, p. 384–391. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.013>
- GOFFI, A. S.; TROJAN, F.; DE LIMA, J. D.; LIZOT, M.; THESARI, S. S. 2019. Economic feasibility for selecting wastewater treatment systems. **Water Science and Technology**, 78, 2518–2531. <https://doi.org/10.2166/wst.2019.012>
- HAKANEN, J.; MIETTINEN; SAHLSTEDT. K. Wastewater treatment: New insight provided by interactive multiobjective optimization. **Decision Support System**, v. 51, n. 2, 2011, p. 328–337. <https://doi.org/10.1016/j.dss.2010.11.026>
- KALBAR, P.P., KARMAKAR, S.; ASOLEKAR, S.R. Selection of an appropriate wastewater treatment technology: A scenario-based multiple-attribute decision-making proach. **J. Environ. Management**, v. 113, 2012, p. 158–169. <https://doi.org/10.1016/j.dss.2010.11.026>
- LEONETI, A.B.; OLIVEIRA, S.V.W.B.; OLIVEIRA, M.M.B. O equilíbrio de Nash como uma solução para o conflito entre eficiência e custo na escolha de sistemas de tratamento de esgoto sanitário com o auxílio de um modelo de tomada de decisão. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 15, n. 1, 2010, p. 53–64.
- LEE, E. J., CRIDDLE, C. S., BOBEL, P., FREYBERG, D. L. 2013 Assessing the Scale of Resource Recovery for Centralized and Satellite Wastewater Treatment. **Environ. Sci. Technol.** 47, 10762–10770. <https://doi.org/10.1021/es401011k>
- LUCENA, L. C. L.; SILVA, J. A.; FILHO, P. G. T. M.; PORTELA, M. G. Monitoramento de parâmetros físicos e ambientais de camadas de solo estabilizadas com lodo de ETA e de ETE. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, V. 10, N. 3, P. 873–890, 2017.
- PEDRERO, F., ALBUQUERQUE, A., MARECOS DO MONTE, H., CAVALEIRO, V., ALARCÓN, J. J. 2011 Application of GIS-based multi-criteria analysis for site selection of aquifer recharge with reclaimed water. **Resour. Conserv. Recycl.** 56, 105–116.
- MAURER, A.; BUFARDI, E.; TILLEY, C.; ZURBRÜG, G.; TRUFFER, B. A compatibility-based procedure designed to generate potential sanitation system alternatives. **J. Environ. Manage**, v. 104, 2012, p. 51–61.
- METCALF, L.; EDDY, H. **Wastewater Engineering: treatment, disposal, reuse**. 4. ed. New York: McGraw - Hill Book, 2003.
- MOLINOS, S.M.; GÓMEZ, T.; GARRIDO, B.M.; CABALLERO, R.; SALA, G.R. Assessing the sustainability of small wastewater treatment systems: a composite indicator approach. **Sci. Total Environ**, v. 607, n.17, 2014, p. 497–498. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.08.026>
- MOLINOS, S.M.; GÓMEZ, T.; CABALLERO, R.; HERNÁNDEZ, S.F.; SALA, G.R. Assessment of wastewater treatment alternatives for small communities: An analytic network process approach. **Sci. Total Environ**, v. 532, 2015, p. 676–687. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.059>
- NETTO, O.A.; ZAIAT, M. Treatment of domestic sewage in an anaerobic-aerobic fixed-bed reactor with recirculation of the liquid phase. **Clean -Soil, Air, Water**, v. 40, n. 9, 2012, p. 965–971.
- OUYANG, X., GUO, F., SHAN, D. YU, H., WANG, J. 2015 Development of the integrated fuzzy analytical hierarchy process with multidimensional scaling in selection of natural wastewater treatment alternatives. **Ecological Engineering** 74, 438–447. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.11.006>
- OLIVEIRA, S M.A.C.; SPERLING, M. Análise Da Confiabilidade de Estações de Tratamento de Esgotos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 12, n. 4, 2007, p. 389–398.
- OLIVEIRA, S.M.A.C.; SPERLING, M. Reliability analysis of wastewater treatment plants. **Water Research**, v.42, 2008, p. 1182–1194.
- PARANÁ. Secretaria Estadual Meio Ambiente. Resolução nº 001 de janeiro de 2007. **Diário Oficial do Estado do Paraná**, Curitiba, 2009.
- SALA, G. R.; MOLINOS, S. M.; HERNÁNDEZ, S. F. Comparing the efficiency of wastewater treatment technologies through a DEA metafrontier model. **Chem. Eng. J**, v. 173, 2011, p. 766–772. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.08.047>
- VON SPERLING, M., CHERNICHARO, C. A. L. Urban wastewater treatment technologies and implementation of discharge standards in developing countries. **Urbanwater**, v. 4, 2002, p. 105–114.
- VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade da Água e ao Tratamento de Esgoto, Princípio do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. 4 ed. Belo Horizonte: Ed. UFMG, 2014, 452 p.
- ZHENG, J., EGGER, C., LIENERT, J. 2016 A Scenario-Based MCDA Framework for Wastewater Infrastructure Planning under Uncertainty. **Journal of Environmental Management** 183, 895–908. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.09.027>
- ZENG, G., JIANG, R., HUANG, G., XU, M., & LI, J. 2007 Optimization of wastewater treatment alternative selection by hierarchy grey relational analysis. **Journal of Environmental Management** 82(2), 250–259. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.11.006>

Influência de condições climáticas na composição do biogás gerado no lixão municipal de Juazeiro do Norte – CE

Influence of climate conditions on the composition of biogas generated in Juazeiro do Norte – CE municipal dump


- **Data de entrada:**
03/09/2019
- **Data de aprovação:**
24/06/2021


Érika Romana Gomes^{1*} | Perboyre Barbosa Alcântara¹ | Francisco Gleson dos Santos Moreira¹ | José Cássio Ferreira de Sales¹


DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2022.062>

ORCID ID

Gomes ER  <https://orcid.org/0000-0002-6302-0418>

Alcântara PB  <https://orcid.org/0000-0002-0518-4000>

Moreira FGS  <https://orcid.org/0000-0003-2964-2552>

Sales JCF  <https://orcid.org/0000-0002-3818-3813>

Resumo

O estudo da geração do biogás tem sido realizado principalmente em aterros sanitários, sendo escassas as informações sobre as suas concentrações em lixões, especialmente no semiárido brasileiro. Diante disso, o objetivo deste trabalho foi analisar a qualidade dos principais componentes do biogás, metano (CH₄) e dióxido de carbono (CO₂) no lixão de Juazeiro do Norte-CE. A investigação de campo consistiu na instalação de dispositivos para o monitoramento da qualidade do biogás por meio de um detector de gases. O monitoramento foi realizado considerando condições climáticas distintas, período chuvoso e de estiagem, para avaliar a influência de cada estação no processo biodegradativo dos resíduos. Os resultados indicaram concentrações de CH₄ baixas (1 a 17%) e, na maioria dos casos, inferiores às de CO₂ e de oxigênio (O₂), principalmente durante a estação seca. Entretanto, na estação chuvosa, os valores de CH₄ (55 a 63%) e de CO₂ (40 a 50%) foram semelhantes à faixa observada em aterros.

Palavras-chave: Biogás. Aterro Sanitário. Semiárido Brasileiro.

Abstract

The study of biogas generation has been carried out mainly in landfills, with little information about its concentrations in dumps, especially in the Brazilian semiarid. Therefore, the objective of this work was to analyze the quality of the main components of biogas, methane (CH₄) and carbon dioxide (CO₂), in Juazeiro do Norte-CE dump. The field investigation consisted of the installation of biogas quality monitoring devices by means of a gas detector. Monitoring was carried out considering different climatic conditions, rainy and drought periods, to evaluate the influence of each season on the biodegradation process of the waste. The results indicated low (1 to 17%) CH₄ concentrations and, in most cases, lower than those of CO₂ and oxygen (O₂), especially during the dry season. However, in the rainy season, the values of CH₄ (55 to 63%) and CO₂ (40 to 50%) were similar to the range observed in landfills.

Keywords: Biogas. Brazilian semiarid. Sanitary landfill.

¹ Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará - IFCE - Juazeiro do Norte - Ceará, Brasil.

* **Autora correspondente:** erikaromanag@gmail.com.

1 INTRODUÇÃO

O biogás é produzido a partir de uma série de reações químicas e biológicas que normalmente ocorrem na massa de resíduos disposta em aterros sanitários, por meio da ação de microrganismos no processo de decomposição anaeróbia. Esse processo é complexo e envolve muitas classes de bactérias e várias fases intermediárias (BEHERA; MEHER; PARK, 2015; MAJDINASAB; ZHANG; YUAN, 2017). O gás de aterro é uma mistura de gases e possui entre 45 e 60% de metano (CH_4), 40 e 60% de gás carbônico (CO_2) e 0,1 % de oxigênio (O_2) e outros gases em menor proporção (TCHOBANOGLIOUS; THEISEN; VINIL, 1993).

A geração e a composição do biogás nos aterros dependem, fundamentalmente, da composição dos resíduos, mas a taxa de bioconversão do material orgânico em biogás pode ser influenciada por diversos outros fatores, que incluem aspectos ambientais, o manejo do aterro e os parâmetros físico-químicos, que estão na maioria das vezes relacionados entre si (ALCÂNTARA e JUCÁ, 2010).

Por outro lado, o CH_4 é um gás inflamável que pode dar origem a uma variedade de perigos se migrar e se acumular em uma propriedade ou espaços confinados. Caso gerado em quantidade suficiente, esse gás, em concentrações entre 5 e 15%, pode formar uma mistura explosiva com o ar. Também pode atuar como asfixiante e, em determinadas circunstâncias, pode ser tóxico (TCHOBANOGLIOUS; KREITH, 2002; NWA-CHUKWU; ANONYE, 2013).

Além disso, o metano liberado em aterros é um dos principais fatores que contribuem para o aquecimento global e, ao mesmo tempo, é uma fonte de energia limpa e sustentável se gerenciado adequadamente (BEHERA; MEHER; PARK, 2015; PARK et al., 2016).

Conforme DAS et al. (2016), a ausência de atenção do setor público contribui para que uma

enorme quantidade de gás metano seja liberado na atmosfera. Isso ocorre porque a disposição inadequada dos resíduos em lixões pode levar a riscos como poluição do solo, contaminação de águas subterrâneas e poluição do ar. Nesse sentido, de acordo com a ABRELPE (2017), no Brasil, aproximadamente 40,9% dos resíduos coletados tiveram disposição ambiental inadequada em aterros controlados e lixões. No Nordeste, o quadro é ainda mais alarmante, pois, dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) recolhidos na região, 64,6%, ou 28.351 toneladas diárias, foram dispostos inadequadamente.

Esses locais não possuem sistema de coleta de lixiviado, sistema de monitoramento e coleta de biogás, impermeabilização de base, compactação, nivelamento e cobertura de resíduos. A ausência dessas instalações acarreta problemas como contaminação do lençol freático, emissão de GEE, risco de incêndio e explosão, risco à saúde humana e problemas sanitários (KUMAR; SHARMA, 2014).

Nesse contexto, o vazadouro a céu aberto é a principal forma de destinação final e “tratamento” dos resíduos sólidos urbanos gerados no município de Juazeiro do Norte-CE, localizado no semiárido nordestino. Trata-se, portanto, de um grande problema ambiental e tende a se agravar pelo crescente consumo de bens descartáveis, visto que o município está notadamente em um processo de crescimento acelerado, onde o padrão de vida, e conseqüentemente os hábitos e consumo da população local, tem mudado nos últimos anos, contribuindo assim para alterar a qualidade e a quantidade dos resíduos sólidos gerados.

O semiárido brasileiro destaca-se, principalmente, pela escassez e má distribuição de precipitações pluviométricas e elevadas temperaturas, o que torna interessante o estudo da geração, composição e concentração do biogás em lixões

localizados nessa região, para verificar a influência dessas variáveis climáticas.

Aliado a isso, os estudos da concentração de biogás gerado pela disposição de RSU são realizados quase que exclusivamente em aterros sanitários, sendo que a escassez de pesquisas nessa temática em lixões margeia o potencial de poluição atmosférica oriunda da emissão do biogás desses espaços. Fato este que justifica, amplia e torna mais relevante a realização do presente estudo.

Diante do exposto, o objetivo deste trabalho foi investigar e avaliar os principais componentes do biogás (CH_4 e CO_2) gerado pela biodegrada-

ção dos RSU no lixão municipal de Juazeiro do Norte-CE em períodos climáticos distintos.

2 METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

O presente estudo foi desenvolvido no município de Juazeiro do Norte-CE (Fig. 1), localizado na porção sul do estado do Ceará, situado na Região Metropolitana do Cariri (RMC), entre as coordenadas geográficas $7^{\circ}12'47''$ de latitude sul e $39^{\circ}18'55''$ de longitude oeste de Greenwich, com extensão territorial de 248,558 Km^2 (CEARÁ, 2017) e população estimada de 271.926 habitantes (IBGE, 2018).

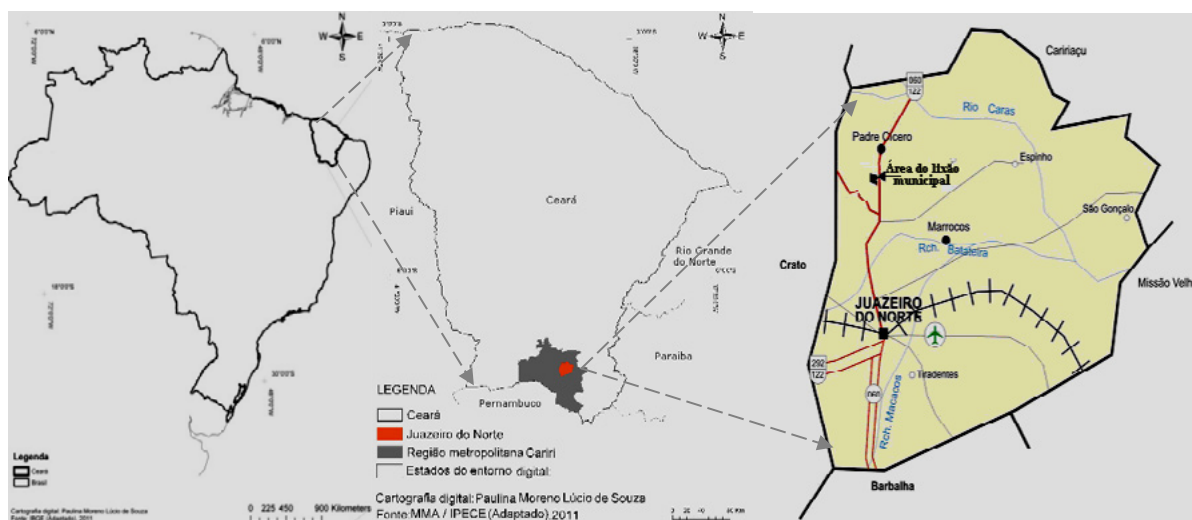


Figura 1 - Localização e mapa básico do município de Juazeiro do Norte-CE

Fonte: O Autor

O clima do município é caracterizado como Tropical Quente Semiárido e Tropical Quente Semiárido Brando com precipitação média anual de 925,1 mm, distribuída, principalmente, nos meses de janeiro a maio, e temperatura média de 24°C a 26°C (CEARÁ, 2017). Cálculos de balanço hídrico mostram um excesso da precipitação sobre a evapotranspiração nos meses de janeiro a abril, e déficit no restante do ano. (ALCÂNTARA, 2011).

Segundo Moura et al. (2007), essas condições climáticas são típicas do semiárido brasileiro, caracterizado por chuvas escassas, entre 300 e 800 mm, e distribuídas de forma irregular espaço-temporalmente, geralmente concentrada em poucos meses do ano; além de temperaturas oscilando entre 23 e 27°C e elevada evaporação, em torno de $2.000\text{ mm}\cdot\text{ano}^{-1}$, o que gera um balanço hídrico negativo ao longo dos anos.

Quanto ao local de disposição final dos resíduos sólidos urbanos de Juazeiro do Norte - CE (Fig. 2), campo experimental deste estudo, localiza-se às margens da Rodovia Padre Cícero (CE 060), sob coordenadas 07° 09' 18" latitude sul e 39° 18' 42" longitude oeste de Greenwich, na zona rural e a, aproximadamente, 5 km do centro da cidade.

Essa unidade de processamento dos RSU, denominado aterro controlado pelo Poder Público, consiste em um lixão, com início de operação em 2002, e cujas atividades ainda estão em operação. Entre os anos de 2011 e 2013 foram depositados no lixão, aproximadamente, 191,58 t/dia de resíduos (SNIS, 2019), consistindo no maior vazadouro a céu aberto da Região Metropolitana do Cariri.

Cabe ressaltar, ainda, que o lixão municipal não dispõe de qualquer infraestrutura para contenção dos vetores e poluentes decorrentes da disposição dos RSU nessa área. Dessa forma, os resíduos são dispostos sobre o solo *in natura*, não havendo coleta e tratamento dos líquidos e gases gerados durante o processo de decomposição anaeróbia da matéria orgânica. Nesse con-

texto, a única medida adotada pela Gestão do município é o eventual recobrimento do lixo com solo proveniente do próprio vazadouro.

2.2 Procedimentos de investigação

A investigação de campo foi realizada nos anos de 2011, 2012 e 2013, sob condições climáticas distintas. Dessa forma, as medições ocorreram no período chuvoso (meses de janeiro a maio) e no período seco (junho a dezembro), e tiveram como premissa determinar as concentrações dos gases metano e dióxido de carbono na interface solo-resíduo do lixão municipal de Juazeiro do Norte-CE.

Para isso, realizou-se inicialmente um estudo das regiões de interesse, analisando-se a dinâmica operacional e as características do vazadouro. Posteriormente, foram definidas áreas onde seriam instalados os dispositivos de leitura para estimativa das concentrações dos principais componentes do biogás. As áreas selecionadas foram identificadas por A1, A2 e A3, conforme apresentado na Fig. 2.



Figura 2 - Localização dos dispositivos de leitura de gases na área do lixão municipal de Juazeiro do Norte-CE
Fonte: Google Earth (2019)

Em cada área (A1, A2 e A3) foram definidas subáreas ou pontos para a instalação dos dispositivos de leitura, denominados de Pn (P1, P2, P3, etc.). Diante disso, buscou-se distribuir os dispositivos de leitura de forma uniforme em cada área, levando em consideração os sítios do

vazadouro que se encontravam inoperantes no período da pesquisa.

No Tabela 1 é apresentado o período de realização das medições, a denominação e quantidade dos pontos instalados em cada área delimitada na pesquisa.

Tabela 1 - Detalhamento das áreas investigadas por estação climática

Área	Ano da investigação	Período de realização das medições	Pontos de instalação dos dispositivos de medição	Quantidade de pontos
A1	2011	Chuvoso	P1, P2, P3, P4	4
		Seco	P5, P6, P7, P8, P9, P10	6
A2*	2012	Chuvoso	P1, P2, P3, P4, P5, P6, P7	7
A3	2013	Chuvoso	P1, P2, P3, P4, P5, P6, P7, P8	8
		Seco	P9, P10, P11, P12, P13, P14	6

*Medições realizadas somente na estação chuvosa devido a questões logísticas e manutenção do aparelho de medição dos gases.

2.3 Procedimento de instalação dos dispositivos de leitura

Com a finalidade de avaliar as concentrações do biogás sob a camada de cobertura, haja vista que no lixão não há drenos verticais, foram instalados dispositivos de leitura de gases, construídos com CAP de PVC. Dispositivos semelhantes foram utilizados por Mariano e Jucá (2010) e Moreira (2018).

A instalação de cada dispositivo consistiu na execução de um furo superficial na camada de cobertura de solo até atingir o maciço sanitário (Fig. 3), sobre o qual se aplicou uma camada de brita com espessura de, aproximadamente, 50 mm. Em seguida foi inserido um CAP de PVC (diâmetro de 100 mm e altura de 70 mm) com uma tela na parte inferior para evitar obstrução do mesmo. Na parte superior do CAP instalou-se um tubo flexível para a conexão do equipamento de leitura do biogás.

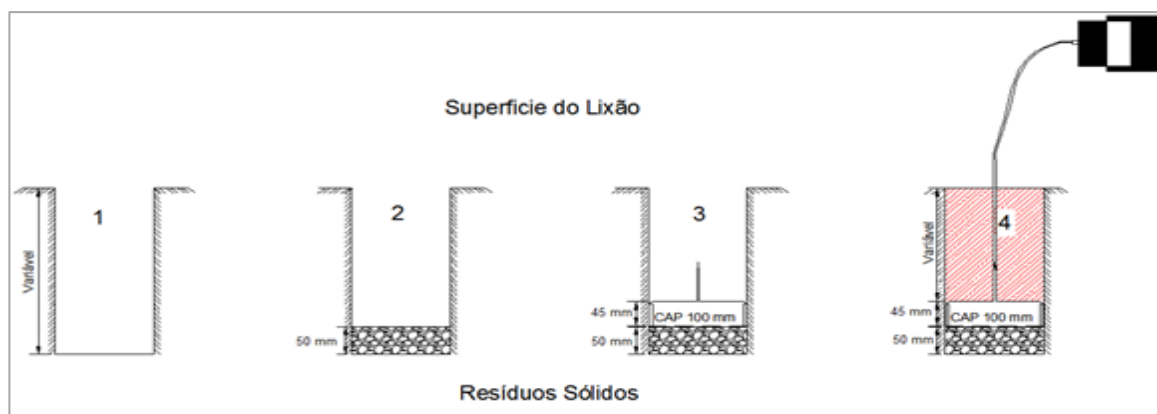


Figura 3 - Esquema ilustrativo da instalação dos dispositivos para a leitura das concentrações do biogás

1. Escavação do solo de cobertura; 2. Colocação de camada de brita; 3. Instalação de CAP de PVC; 4. Instalação de tubo flexível e reaterro do furo; 5. Detector de gás.

Fonte: O Autor.

A Fig. 4 exibe as etapas de instalação dos dispositivos de leitura em campo de acordo com a representação esquemática ante-

rior, bem como a leitura da concentração do biogás com o aparelho Eagle Series Portable Multi-Gas Detector.



Figura 4 - Etapas de instalação dos dispositivos de leitura. (a) Furo superficial; (b) Preenchimento com brita; (c) (d) Inserção do CAP; (e) Cobertura do dispositivo de leitura; (f) Medição do biogás com o aparelho portátil
Fonte: O Autor.

A estimativa das concentrações de metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2), oxigênio (O_2) e sulfeto de hidrogênio (H_2S) fez-se por meio de um detector de gases (Eagle Series Portable Multi-Gas Detector) dotado de um sistema de sucção acionado automaticamente, conforme ilustrado na Fig. 4f. As leituras foram realizadas nas três áreas (A1, A2, A3), conforme a dinâmica de operação do vazadouro, com o objetivo de abranger um maior percentual da área total do lixão.

Os valores das concentrações dos gases foram expressos em porcentagem de volume (% VOL.) e em Partes Por Milhão (PPM) para valores relativamente baixos. A detecção de metano e de dióxido de carbono é realizada por meio de um sensor IR com faixa máxima de leitura de 0% - 100% e 0% - 50 %, respectivamente. Já as faixas de medição do O_2 e H_2S são 0 a 100% e 0 a 100 ppm, respectivamente.

Inicialmente foi previsto um monitoramento semanal de cada um dos pontos, que compreende cada área de investigação, período de três anos, considerando a estação chuvosa e a estação seca, que caracteriza a região semiárida. Entretanto, devido às dificuldades enfrentadas durante o período de estudo para a instalação e manutenção dos dispositivos de leitura, as medidas das concentrações dos gases foram realizadas conforme as possibilidades de acesso aos pontos que dependia, entre outros aspectos, da dinâmica de operação do vazadouro.

Por se tratar de lixão onde ocorre um fluxo diário de catadores e a disposição dos resíduos é feita de forma quase aleatória, sem delimitações de áreas e sem fiscalização adequada, frequentemente ocorriam perdas dos dispositivos, inviabilizando as leituras em períodos regulares. Em épocas de chuvas e durante várias ocorrências de queima dos resíduos, era inviável o monitoramento dos gases, sendo

necessário prolongar o intervalo de medição e/ou reinstalar os dispositivos na área investigada.

2.4 Dados climáticos, Levantamento bibliográfico e Correlação de Pearson

Os dados climáticos da Região do Cariri, tais como precipitação, temperatura e isolamento, foram solicitados ao Instituto Nacional de Meteorologia - INMET, estação meteorológica de Barbalha - CE (coordenadas geográficas 07°19' de latitude Sul e 39°18' de longitude WGr e altitude de 410 m). Essa estação está localizada a uma distância de, aproximadamente, 17 km da área investigada e foi escolhida por ser a mais próxima do vazadouro municipal.

Foi realizado, ainda, levantamento bibliográfico para obtenção de informações sobre a composição gravimétrica e o teor de umidade dos resíduos sólidos urbanos dispostos no lixão municipal de Juazeiro do Norte - CE. Essas informações são importantes para análise da geração e composição do biogás.

Após análise dos dados, foi aplicado o método estatístico denominado Correlação de Pearson, que consiste em avaliar uma possível associação linear entre duas variáveis contínuas, conforme descrito por Mukaka (2012). As variáveis analisadas foram concentração de CH₄, de CO₂ e de O₂, e precipitação pluviométrica. Nesse sentido, os coeficientes de correlação foram interpretados de acordo com o especificado por Devore (2006) (Tabela 2).

Tabela 2 - Coeficiente de correlação de Pearson

r	Definição
0,00 a 0,19	Correlação bem fraca
0,20 a 0,39	Correlação fraca
0,40 a 0,69	Correlação moderada
0,70 a 0,89	Correlação forte
0,90 a 1,00	Correlação muito forte

Fonte: Devore (2006).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Composição Gravimétrica dos resíduos

A composição gravimétrica consiste na obtenção dos percentuais em peso dos principais componentes dos resíduos sólidos urbanos, tais como: papel, papelão, plástico, vidro, matéria orgânica, etc. Dessa forma, o conhecimento dessa composição permite uma avaliação preliminar da degradabilidade, do poder de contaminação ambiental e das possibilidades de reutilização, reciclagem e valorização energética dos RSU, sendo, portanto, de grande importância na definição das tecnologias mais adequadas ao tratamento e disposição final dos resíduos.

A composição média dos RSU destinados ao lixão municipal de Juazeiro do Norte-CE (Fig. 5) apresentou 58,5% de matéria orgânica e 6,8% de papel e papelão. Esses valores estão dentro do esperado para cidades do interior da região Nordeste. De acordo com Tchobanoglous, Theisen e Vinil (1993), o teor médio de matéria orgânica e papel e papelão em localidades com baixa industrialização situa-se na ordem de 6,3% e 5,5%, respectivamente.

Nesse sentido, observa-se que 65,3% dos resíduos do município são compostos de materiais facilmente e moderadamente degradáveis, o que constitui um elevado potencial de geração de biogás. No entanto, a decomposição anaeróbia da fração orgânica dos RSU depende, também, dos fatores ambientais da região em que o aterro está inserido, tais como, temperatura, precipitação, umidade, etc. Diante disso, as concentrações dos gases (CH₄ e CO₂), em aterros de resíduos, podem variar significativamente ao longo do tempo e de acordo com as condições climáticas locais.

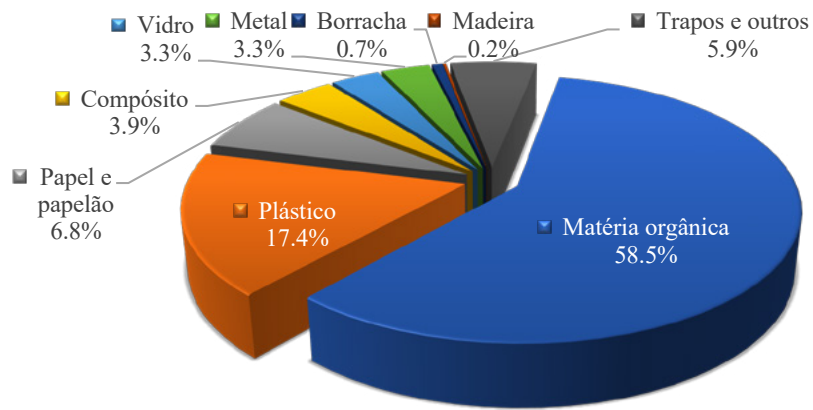


Figura 5 - Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos de Juazeiro do Norte-CE
 Fonte: Alcântara (2011).

3.2 Condições Climáticas de Juazeiro do Norte- CE

Nas Fig. 6 a 8 é possível observar as principais variáveis climáticas, no período de 2011 a 2013,

que podem influenciar, direta ou indiretamente, na bioconversão da matéria orgânica nos gases metano e dióxido de carbono.

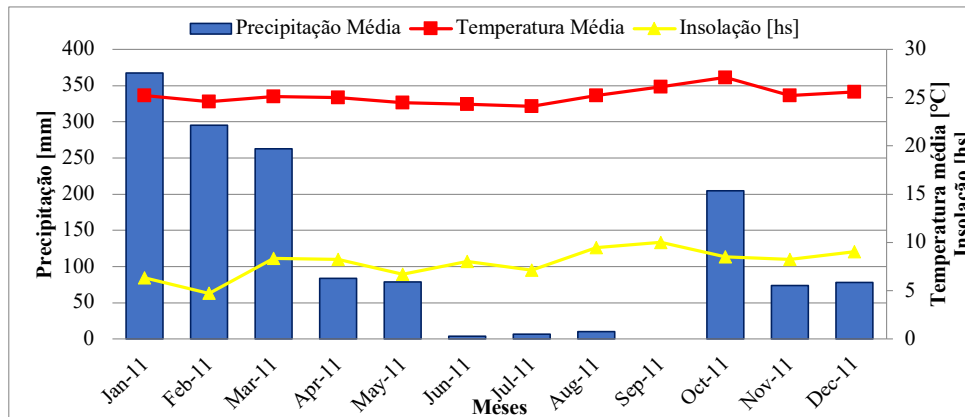


Figura 6 - Variáveis climáticas para Juazeiro do Norte- CE no ano 2011
 Fonte: O Autor. Com base em dados do INMET (2014).

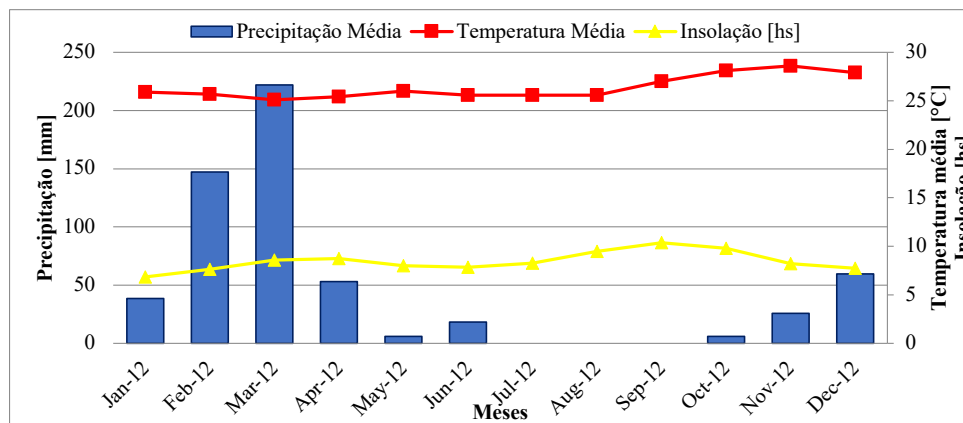


Figura 7 - Variáveis climáticas para Juazeiro do Norte- CE no ano 2012
 Fonte: O Autor. Com base em dados do INMET (2014).

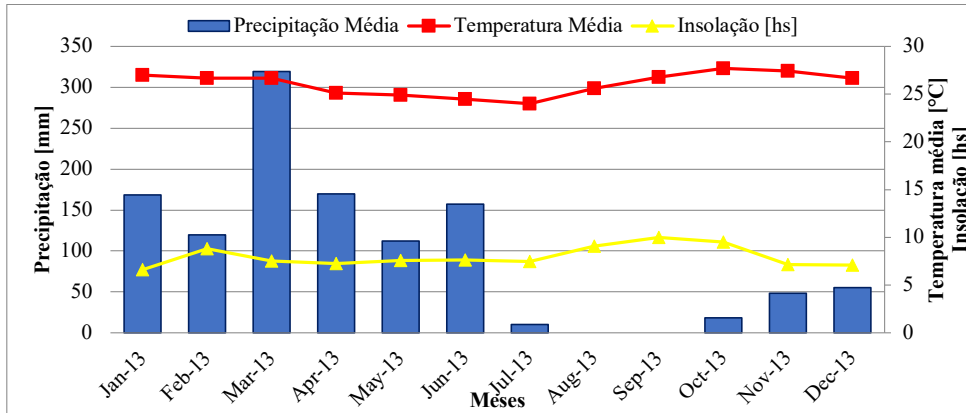


Figura 8 - Variáveis climáticas para Juazeiro do Norte- CE no ano 2013
 Fonte: O Autor. Com base em dados do INMET (2014).

Pode-se observar que a temperatura média anual, para os três anos, oscilou no intervalo de 25° C a 28,4° C. De acordo com Gardner e Probert (1993), as arqueas metanogênicas geralmente prosperam na faixa de 15 a 45 °C, sendo que a faixa de produtividade máxima consiste em 32 a 35 °C. Já Matheri et al. (2018) consideram que há três faixas distintas de temperatura em que pode ocorrer a geração de biogás, cujas denominações são psicrófila, mesófila e termófila. A faixa psicrófila varia de 10 °C a 20 °C; a mesófila, de 20 °C a 40 °C, com temperatura ótima entre 35 °C e 37 °C, enquanto a termófila varia de 50 °C a 65 °C, com valor ótimo de 55 °C. Nesse sentido, durante todo o período em estudo, esse

parâmetro mostrou-se favorável ao processo de biodegradação anaeróbia dos RSU.

Por outro lado, verifica-se que, nos três anos analisados, o padrão de distribuição das precipitações ao longo dos meses variou bastante. De modo geral, como é característico da região, as chuvas se concentram na primeira metade do ano, especialmente nos quatro primeiros meses. No ano de 2012 (Fig. 7), as chuvas ficaram abaixo da média histórica que é de 925,1 mm (CEARÁ, 2012) e, em 2013 (Fig. 8) as precipitações tiveram uma melhor distribuição, com volumes consideráveis até o mês de junho. A Fig. 9 ilustra a paisagem típica do lixão no período chuvoso.



Figura 9 - Paisagem típica do lixão de Juazeiro do Norte e do entorno no período de janeiro a maio
 Fonte: O Autor.

A análise do solo superficial da área do lixão, no período das chuvas, revelou teor de umidade média de 9,5% (base seca)¹, enquanto a umidade média dos resíduos foi de 47,5 % (base úmida)². Convém ressaltar que os valores de teor de umidade de solos, por definição, referem-se à base seca. Porém, quando se trata de resíduos sólidos, é mais comum, na literatura, a umidade se referir à base úmida. Sendo assim, as umidades dos resíduos medidas neste trabalho vão se referir sempre à base úmida, e os valores da literatura que se referem à base seca serão evidenciados.

De acordo com Leikam (2002), os processos de biodegradação dos resíduos são atenuados quando a umidade dos resíduos é inferior a 35% (base úmida), de modo que nem todo carbono biologicamente degradável poderá ser convertido em CH₄ e CO₂.

Porém, com a umidade elevada dos RSU e do solo de cobertura do lixão municipal, bem como devido à infiltração da água das chuvas, observa-se de janeiro a julho uma grande geração de lixiviado no vazadouro. No período chuvoso, o pH médio do lixiviado foi 7,7. Segundo Kurbanova et al. (2015), as arqueas metanogênicas desenvolvem-se preferencialmente em um pH ótimo de 7,0, cuja amplitude de oscilação pode ser de 6,6 a 8,0. Diante disso, essas condições de umidade dos RSU (47,5 %) e pH do lixiviado próximo da neutralidade favorecem a decomposição anaeróbia e, consequentemente, a geração de biogás.

A segunda metade do ano é caracterizada pelo período de estiagem, embora precipitações possam ocorrer esporadicamente e de forma mal distribuída, especialmente em meados de novembro e no mês de dezembro. No período seco, a paisagem muda radicalmente, como ilustrado na Fig. 10.



Figura 10 - Paisagem típica do lixão de Juazeiro do Norte e do entorno no período de agosto a dezembro
Fonte: O Autor.

¹ Teor de umidade (h) na base seca: $h = \frac{Ma}{Ms} \times 100$

Sendo: h = teor de umidade (%); Ma = massa de água (g); Ms = massa da amostra seca (g)

² Teor de umidade (h') na base úmida: $h' = \frac{Ma}{Mu} \times 100$

Sendo: h' = teor de umidade (%); Ma = massa de água (g); Mu = massa da amostra úmida (g)

As análises do solo superficial do lixão no período seco indicaram umidade média (base seca) de 2,1%. Já as amostras de resíduos, coletadas em profundidades de até 50 cm, resultaram em valores de umidade (base úmida) em torno de 23 %. Como consequência da baixa umidade dos RSU, reduzidas precipitações, elevados valores de insolação e de temperatura (Fig. 6, 7 e 8), bem como os altos índices de evaporação que caracteriza a região semiárida, no período seco não é possível observar o fluxo de lixiviado na área do aterro.

Nesse sentido, as condições de baixa umidade dos RSU, no lixão municipal, não favorecem o processo de decomposição anaeróbia da matéria orgânica. Dados da literatura sugerem que a geração máxima de biogás ocorre para valores de umidade (base seca) entre 60 e 80 % (37,5 a 44,4 %, na base úmida) (FARQUHAR; ROVERS, 1973) e que a umidade dos resíduos abaixo de 25 % (GURIJALA; SUFILTA, 1993) não possibilita o desenvolvimento adequado dos microrganismos e, portanto, a geração de biogás se reduz drasticamente.

Ressalta-se que as precipitações observadas (Fig. 6 a 8) na segunda metade do ano (período seco) normalmente não alteram de forma significativa as condições de umidade dos resíduos. Isso ocorre porque as chuvas na estação seca são geralmente esporádicas e mal distribuídas espacialmente; aliadas às temperaturas mais elevadas no período, bem como à umidade relativa do

ar mais baixa, favorecem a evaporação da água já na parte superficial da camada de cobertura. Essas condições inviabilizam a infiltração do líquido até o maciço sanitário.

Cabe destacar que no ano de 2011 (Fig. 6) ocorreram precipitações atípicas no mês de outubro, com acúmulo mensal em torno de 204,3 mm, e nos meses de novembro e dezembro também ocorreram precipitações acima de 50 mm. Diante disso, no referido período é possível que tenha ocorrido o estabelecimento de condições mais adequadas ao processo de biodegradação anaeróbia dos RSU, quando comparadas aos períodos secos (Fig. 7 e 8) dos anos de 2012 e 2013 respectivamente.

3.3 Concentração do Biogás no lixão municipal de Juazeiro do Norte- CE

As medidas das concentrações do biogás foram realizadas em três Áreas (Fig. 2) distintas do lixão, no período de 2011 a 2013, e em duas épocas do ano (estação chuvosa e seca).

Área 1 (A1)

Na Área 1 (Fig. 11) foram realizadas leituras nos meses de fevereiro, março, outubro, novembro e dezembro de 2011, em 10 pontos distintos, sendo 4 no período chuvoso (Fig. 11a) e 6 no período seco (Fig. 11b).

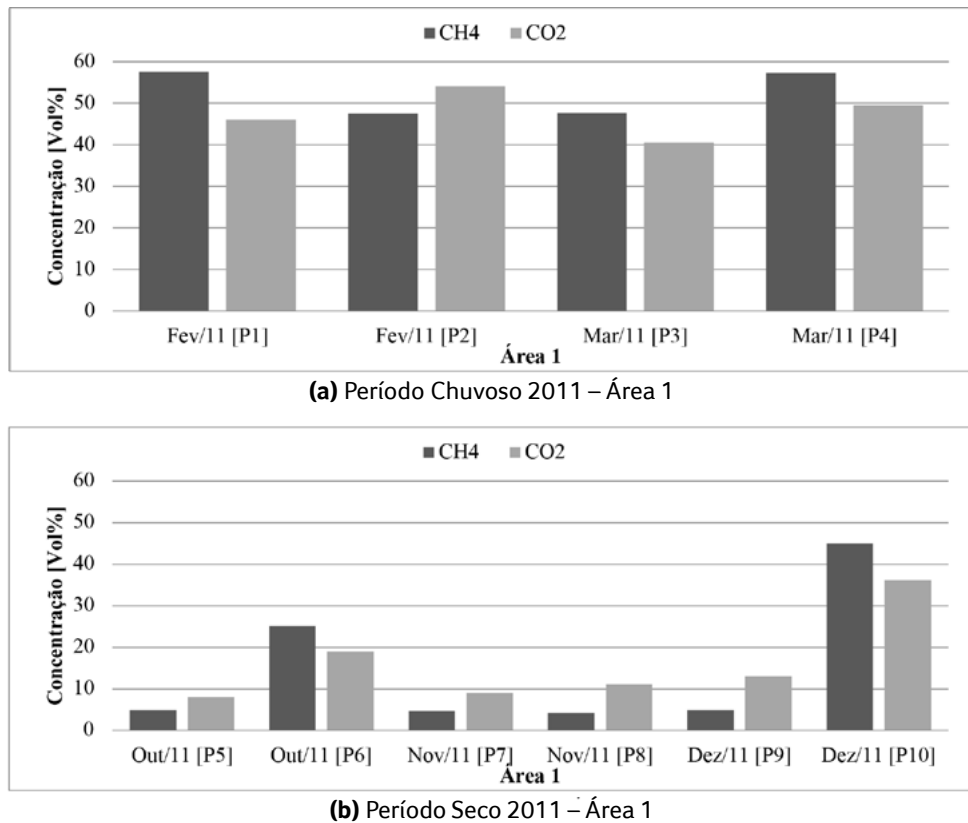


Figura 11 - Concentrações de gases no lixão de Juazeiro do Norte (CH₄ e CO₂ em % Vol): (a) Período Chuvoso; (b) Período Seco

As análises indicaram que, no período chuvoso (Fig. 11a), o biogás apresentou concentração média da ordem de 52,5% de CH₄ e de aproximadamente 47% de CO₂. Essas concentrações apresentam valores próximos aos observados em aterros sanitários. Em um aterro experimental na Região Metropolitana do Recife, Maciel e Jucá (2011) observaram concentrações médias de CH₄ e CO₂ de $54,3 \pm 2,7\%$ e $40,7 \pm 2,9\%$, respectivamente, durante um período de monitoramento de 18 meses.

Já Rey et al. (2013) analisaram a concentração dos principais componentes do biogás em diferentes aterros localizados na Espanha. Os autores observaram concentrações variando de 32 a 58% para o CH₄ e 31 a 54% para CO₂. Para Sevimoğlu e Tansel (2013), essa composição de biogás é típica dos aterros que estão em estados ativos de decomposição anaeróbia.

Os elevados valores de CH₄ e CO₂ observados na Área 1 (Fig. 11a) podem ser justificados pela maior espessura de lixo depositado nesse local. Esses resíduos são provenientes, essencialmente, da coleta regular, que tem elevado teor de materiais biodegradáveis. Como observado anteriormente, a composição média do lixo, determinada logo após a descarga dos RSU no lixão municipal, apresentou teores de matéria orgânica na ordem de 58,5% e de papel e papelão em torno de 6,8%.

Por outro lado, as condições climáticas no período (Fig. 6) possibilitaram a manutenção de teores de umidade na massa de resíduos (adequados à evolução do processo de decomposição em condições anaeróbias. A umidade elevada do solo de cobertura (9,5 %) e do lixo (47,5 %) contribuem, também, para a evolução do processo biodegradativo, pois dificulta a entrada de ar atmosférico

no maciço sanitário e mantém o ambiente em condições anaeróbias.

Já na Fig. 11b, observa-se que, durante o período seco, ocorreu uma redução significativa nas concentrações do biogás. Na maioria das medições, as concentrações de CH_4 estiveram abaixo de 6%, e as de CO_2 , próximas de 10%. Isso ocorreu, possivelmente, porque nos quatro meses anteriores (junho a setembro) praticamente não houve precipitação. Esse fator contribuiu para a redução do teor de umidade dos RSU a valores muito baixos, diminuindo drasticamente a atividade microbiana. Por outro lado, a redução da umidade dos resíduos e do solo de cobertura possibilita a entrada de ar no maciço sanitário, o que torna o ambiente aeróbio ou semiaeróbio. Porém observou-se uma concentração de metano um pouco mais elevada no mês de outubro (25 %), o que deve estar associado às precipitações atípicas neste mês.

Dessa forma, quando ocorre o retorno das chuvas, a condição de aerobiose e semiaerobiose não se altera de imediato e, portanto, demanda um certo tempo para a readaptação dos microrganismos ao novo ambiente, especialmente as archaea metanogênicas, que são bastante sensíveis à presença de oxigênio (O_2). Entretanto, com o tempo e manutenção das precipitações, o ambiente anaeróbio se estabelece e há um crescimento na produção de metano, como pode ser observado nas últimas leituras do mês de dezembro de 2011 (Fig. 11 b), cuja concentração de CH_4 atingiu valor de 45%.

Área 2 (A2)

A Fig. 12 apresenta as concentrações dos gases na Área 2, no ano de 2012, para a estação chuvosa.

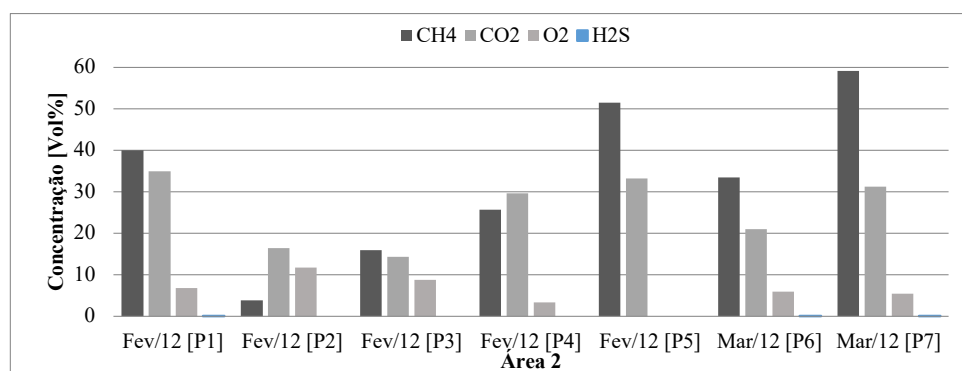


Figura 12 - Valores médios das concentrações de gases no lixão de Juazeiro do Norte (CH_4 , CO_2 , O_2 e H_2S em % vol) no período chuvoso- Fev. e Mar. 2012

Observa-se que na maioria dos pontos as concentrações de metano ficaram acima de 30%, atingindo um máximo de 58,9% no ponto P7, caracterizando o estabelecimento da fase metanogênica, embora a concentração média de CO_2 (32%) tenha sido relativamente baixa. Novamente, na estação chuvosa, são observadas concentrações de metano mais elevadas. Entretanto, mais baixas do que aquelas observadas na Área 1 para esse período.

Cabe destacar que concentrações médias de CH_4 na ordem de 4 % e 17 % foram observadas nos pontos P2 e P3, respectivamente. Esses valores de CH_4 e de CO_2 (Fig. 12) podem ser decorrentes da presença de uma elevada concentração de resíduos industriais nas proximidades dos pontos de leitura, especialmente resíduos da indústria de calçados e de curtumes, que são de difícil biodegradação (Fig. 13a e 13b). Por outro lado, frequentemente ocorre a quei-

ma do lixo em pequenas regiões do lixão ou de forma generalizada, envolvendo grande parte

da área de disposição dos RSU como ilustrado na Fig.13c.



Figura 13 - Áreas de acúmulo de resíduos industriais (a), de curtume (b) e eventos de queima (c) no lixão de Juazeiro do Norte-CE

Fonte: O Autor.

Esses incêndios ocorrem espontaneamente, principalmente nos meses de setembro a dezembro, e de forma intencional, uma vez que os catadores, conforme relato dos mesmos, ateam fogo ao lixo para facilitar, posteriormente, a retirada de metais. Com a queima frequente dos resíduos, há uma redução dos materiais biodegradáveis, principalmente nas regiões em que a espessura da camada de solo é menos espessa. Essas circunstâncias contribuem, também, para a redução das concentrações do biogás, mesmo no período chuvoso.

Durante esse período foi possível medir as concentrações de outros gases, além do CH_4 e CO_2 , como o oxigênio (O_2) e o sulfeto de hidrogênio

(H_2S) na Área 2. As concentrações de oxigênio variaram de 8% a 12%, indicando condições aeróbias ou semiaeróbias, principalmente em trechos com elevada concentração de resíduos industriais (Fig. 13a) pontos P2 e P3. Vale ressaltar, ainda, que no ano de 2012, por questões de logísticas e manutenção e calibração dos equipamentos de medição, não foram realizadas as leituras na Área 2 no período seco.

Área 3

A Fig. 14 apresenta as concentrações dos gases medidos na Área 3, no ano de 2013, para a estação chuvosa e a estação seca.

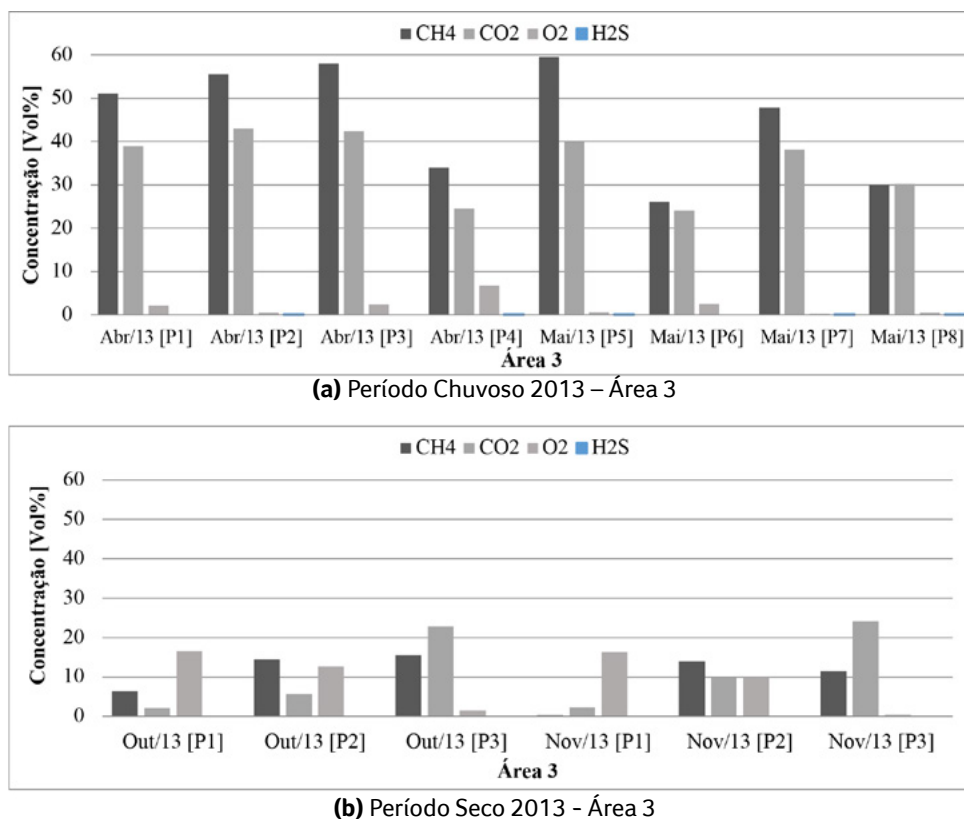


Figura 14 - Valores médios das concentrações de gases no lixão de Juazeiro do Norte (CH₄, CO₂, O₂ e H₂S em % vol.): a) Período Chuvoso; b) Período Seco

Semelhante ao observado nos anos anteriores, as concentrações de CH₄ e CO₂ no período chuvoso (Fig. 14a) foram relativamente elevadas (acima de 47% para o metano e 38% para o dióxido de carbono), caracterizando a fase metanogênica de produção de gases. Esse aspecto, verificado nos pontos P1, P2, P3, P5 e P7, foi favorecido pelas condições de umidade e de temperatura, bem como pelas características de biodegradabilidade dos resíduos aterrados.

No entanto, foram verificadas concentrações menores de CH₄ e CO₂ nos pontos P4, P6 e P8, cujos valores oscilaram entre 26 e 34% para o metano e 24 e 30% para o dióxido de carbono. Esses resultados podem estar relacionados aos tipos de resíduos depositados nesses pontos, cujas características de biodegradabilidade seriam mais lentas ou por se tratar de resíduos

mais antigos, e, portanto, mesmo sob condições climáticas favoráveis apresentariam menores concentrações dos gases analisados.

Já na estação seca (Fig. 14 b), novamente, foram observadas concentrações de CH₄ e CO₂ muito baixas e valores de O₂ elevados. Esses resultados sugerem que no lixão Municipal de Juazeiro do Norte-CE, localizado na região semiárida do Brasil, o fator que mais interferiu no processo de decomposição anaeróbica dos resíduos foi a umidade, haja visto que a temperatura ambiente média, próxima de 25 °C, em todos os anos analisados, mostrou-se favorável ao desenvolvimento dos microrganismos metanogênicos.

A redução da umidade no solo favorece o fluxo de oxigênio para o interior da massa de resíduos, o que possibilita a digestão por via aeróbica, principalmente nas regiões com menor espessura e

nas camadas mais superficiais de RSU. Diante disso, o processo de decomposição da matéria orgânica deveria ser bastante acelerado nessas regiões, o que acarretaria a rápida estabilização da fração orgânica dos resíduos. No entanto, isso parece não ocorrer porque a diminuição do teor de água do maciço sanitário, na época de estiagem, dificulta ou impossibilita biodegradação. Esse aspecto ocasiona o retardamento do processo digestivo microbiano, mesmo sob condições aeróbias, haja vista que os microrganismos necessitam de condições ótimas de umidade para desenvolverem suas funções metabólicas.

Os valores de H₂S foram observados apenas nos pontos P1 e P5 (Fig. 14 a) com concentrações que variam de 37 a 68 PPM; devido à escala, os valores não aparecem nos gráficos. Nos demais pontos não foi possível detectar concentrações desse gás.

3.4 Correlação entre os parâmetros analisados

Na Tabela 3 são apresentados os coeficientes de Correlação de Pearson para os parâmetros metano (CH₄), dióxido de carbono (CO₂), oxigênio (O₂) e Precipitação (Precip.).

Tabela 3 - Correlação de Pearson entre a precipitação e os principais componentes do biogás

	CH ₄	CO ₂	O ₂	Precip.
CH ₄	1			
CO ₂	0,903	1		
O ₂	-0,670	-0,858	1	
Precip.	0,615	0,650	-0,356	1

Pode-se observar na Tabela 3 que há uma correlação positiva muito forte (0,903) entre o CH₄ e o CO₂, haja vista que são os principais gases formados pela decomposição anaeróbia da matéria orgânica, ou seja, são gerados simultaneamente no processo biodegradativo dos RSU. Por

outro lado, tendo em vista que a geração de metano e dióxido de carbono ocorre em condições anaeróbias, verifica-se correlação negativa forte e negativa moderada, respectivamente, entre O₂ - CO₂ (-0,858) e O₂ - CH₄ (-0,670), ou seja, o aumento da concentração de oxigênio inibe a formação de biogás por promover condições aeróbias ou semiaeróbias no meio.

Já quanto à influência da precipitação, nota-se uma correlação moderada positiva no que se refere a geração de CH₄ (0,615) e de CO₂ (0,650). Nesse sentido, um aumento nos índices pluviométricos conduz a uma elevação nas taxas metabólicas das arqueas metanogênicas. Contudo, os valores medianos dessas correlações permitem inferir que outros fatores também influenciam o processo biodegradativo dos resíduos, entre eles: (i) a espessura e grau de compactação da camada de solo de recobrimento, que pode dificultar a infiltração de água precipitada; (ii) a espessura do maciço sanitário; e (iii) o tipo/característica dos resíduos dispostos no vazadouro e, conseqüentemente, o teor de matéria orgânica. Aspectos estes já bastante discutidos nas seções anteriores.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A composição gravimétrica dos resíduos de Juazeiro do Norte - CE, com 65,3 % de materiais facilmente e moderadamente degradáveis, favorece a geração de biogás, haja visto que o lixão com aproximadamente 10 anos de operação contém um volume considerável de resíduos. Entretanto, como sugerem os resultados, a conversão do material orgânico em biogás é dependente das condições climáticas da região.

No período das chuvas, os teores de umidade do lixo e da camada de cobertura favorecem o processo de biodegradação em condições anaeróbias. Nesse sentido, nos três anos de investigação,

os resultados indicaram que as concentrações de metano (CH_4) e de dióxido de carbono (CO_2), em diversos pontos e durante a estação chuvosa, estiveram dentro da faixa de valores relatados na literatura para aterros sanitários (50% a 60% de CH_4 ; 40% a 50% de CO_2).

Já no período seco, alterando-se apenas as condições de umidade do ambiente em decorrência das chuvas, em pontos do vazadouro com condições semelhantes, às concentrações de CH_4 e de CO_2 foram baixas, e os valores de oxigênio (O_2) mais elevados. Isso ocorre porque a redução da umidade no solo favorece o fluxo de oxigênio para o interior da massa de resíduos, o que possibilitaria a digestão por via aeróbia, principalmente nas regiões com menor espessura e nas camadas mais superficiais de resíduos. Notadamente, no período seco ocorre uma sensível mudança na dinâmica do processo de biodegradação, denotado pela variação muito significativa das concentrações de CH_4 e CO_2 do biogás.

Importante ressaltar que o fator que mais interferiu no processo de decomposição anaeróbia dos resíduos foi a umidade, haja visto que a temperatura ambiente média variou pouco ao longo dos anos e estava dentro de uma faixa favorável ao crescimento dos microrganismos metanogênicos.

Em relação à dinâmica de operação do vazadouro, durante o período de estudo, não foi possível observar uma regularidade ou plano em relação às atividades de descarga, espalhamento, compactação e cobertura do lixo. Os pontos de descarga dos resíduos mudam frequentemente e os procedimentos de espalhamento, compactação e cobertura do lixo, feitos com o auxílio de um trator de esteira, só ocorrem de forma esporádica; uma grande parte dos resíduos permanece sem cobertura de solo.

Por outro lado, a estrutura física e operacional do “lixão” não permite um controle da entrada de resíduos, o que possibilita a disposição de re-

jeitos industriais e de serviço de saúde e não se consegue evitar nem controlar eventos frequentes de queima dos resíduos que em certas ocasiões perduram por dias ou até semanas.

Finalmente, os resultados indicam também uma influência da dinâmica de operação do lixão na geração do biogás. Mesmo na estação chuvosa, nos pontos com elevada concentração de resíduos industriais, ou ainda, possivelmente, devido a queima dos resíduos, falta de cobertura do lixo, seções com resíduos mais antigos e a menor espessura de massa de resíduos em alguns pontos, foram medidas concentrações de CH_4 e CO_2 muito baixas.

As elevadas concentrações de metano observadas em alguns períodos são preocupantes, pois não existe sistema de drenagem e tratamento do biogás, permitindo que o mesmo seja emitido livremente para a atmosfera. Importante destacar que, durante alguns períodos, o lixo recebe uma cobertura de solo, porém sem a instalação de drenos de gás, o que aumenta o risco de deslizamento da massa de lixo pela formação de bolsões de gás e também o risco de pequenas explosões, considerando que são frequentes os focos de incêndio, aumentando, assim, as possibilidades de acidentes com os operários e catadores que atuam no local.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

6 REFERÊNCIAS

ALCÂNTARA, P. B. **Estudo do processo de degradação de resíduos sólidos urbanos e de impactos ambientais decorrentes da sua disposição final no município de Juazeiro do Norte-CE**. Relatório de Pesquisa, FUNCAP,BPI – 0298-3.07/08 . Juazeiro do Norte, 2011.

ALCÂNTARA, P. B, JUCÁ, J. F. T. **Recalque em aterros: influência da composição dos resíduos sólidos urbanos, do clima e da biodegradação**. Geotecnia (Lisboa), 2010.

- ABRELPE - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**. Edição Especial: 15 anos. São Paulo – SP. 2017.
- BEHERA, S. K.; MEHER, S. K.; PARK, H. S. Artificial neural network model for predicting methane percentage in biogas recovered from a landfill upon injection of liquid organic waste. **Clean Technol Environ Policy**. 2015: 443-453. <https://doi.org/10.1007/s10098-014-0798-4>
- BRASIL. **Lei n. 12.305 - Política Nacional de Resíduos Sólidos**. 2010. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm. Acesso em: 02 dez. 2013
- CEARÁ. **Perfil Básico Municipal - Juazeiro do Norte**. Secretaria do Planejamento e Gestão (SEPLAG), Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará (IPECE). Fortaleza-CE. 2017.
- DAS, D.; MAJHI, B. K.; PAL, S.; JASH, T. Estimation of Land-fill Gas Generation from Municipal Solid Waste in Indian Cities. **Energy Procedia**. 2016;90 (December 2015):50-56. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2016.11.169>
- DEVORE, J. L. **Probabilidade e estatística: para engenharia e ciências**. São Paulo, SP: Thomson Pioneira, 2006. 706 p.
- FARQUHAR, G. J.; ROVERS, F. A. Gas production during refuse decomposition. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 2, 1973, p. 483-495. ISSN 1573-2932.
- GOMES, E. R.; MOREIRA, F. G. S.; SOUSA, J. B.; ALCANTARA, P. B.; JUCA, J. F. T. Avaliação das concentrações do biogás em área de disposição de resíduos sólidos em Juazeiro do Norte- CE. In: XXXIII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitaria Y Ambiental- AIDIS/ABES. Salvador- BA, 2012. **Anais...**
- GARDNER, N.; PROBERT, S. D. Forecasting landfill-gas yields. **Applied Energy**, v. 44, 1993, p. 131-163.
- GOOGLE EARTH. **Processamento de Imagens de Satélite**. Acesso em: 10/08/2019, às 16:20h.
- GURIJALA, K.R.; SUFILTA, J.M. Environmental factors influencing methanogenesis from refuse in landfill samples. **Environ. Science and Technologies**, 1993. Vol. 27, p.1176-1181.
- IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Perfil município de Juazeiro do Norte CE**. População estimada para 2018. Disponível em <<http://cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?lang=&codmun=230730&search=ceara|juazeiro-do-norte>> acesso em: 28 de julho de 2019.
- INMET - Instituto Nacional de Meteorologia. **Dados climáticos**. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/sonabra/pg_dspDadosCodigo.php?QTMxNQ==> Acesso em: 20 de fevereiro de 2014.
- KUMAR, A.; SHARMA, M. P. Urban Climate GHG emission and carbon sequestration potential from MSW of Indian metro cities. **Urban Climate**. 2014;8:30-41. <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2014.03.002>
- KURBANOVA, M. G. EGUSHOVA, E. A.; POZDNAJKOVA, O. G. The Influence of Various Factors on the Methane Fermentation Process. IOP Conf. Series: **Materials Science and Engineering**, v. 91, 2015, p. 012076. <https://doi.org/10.1088/1757-899X/91/1/012076>.
- LEIKAM, K. **Bilanzierung der Stickstoff- und Kohlenstoffemissionen bei der biologischen Restabfallbehandlung und der Deponierung der Rotteendprodukte**. Hamburger Berichte, v. 19, 2002, 258 p.
- MACIEL, F. J.; JUCÁ, J. F. T. (2011). Evaluation of landfill gas production and emissions in a MSW large-scale Experimental Cell in Brazil. **Waste Management**. 31 966-977.
- MAJDINASAB, A.; ZHANG, Z.; YUAN, Q. Modelling of landfill gas generation : a review. **Rev Environ Sci Bio/Technology**. 2017; 16(2): 361-380. <https://doi.org/10.1007/s11157-017-9425-2>
- MARIANO, M.O.H.; JUCÁ, J. F. T. (2010). Ensaios de campo para determinação de emissões de biogás em camadas de cobertura de aterros de resíduos sólidos. **Eng. Sanitaria e Ambiental**. V.15, n.3.
- MATHERI, A. N.; SETHUNYA, V. L.; BELAID, M.; MUZENDA, E. Analysis of the biogas productivity from dry anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 81, n. 2, 2018, p. 2328-2334. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.06.041>.
- MOREIRA, F. G. S. **Estudo da composição do biogás em lixões da Região Metropolitana do Cariri**. Monografia. Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – IFCE. Juazeiro do Norte – CE. 2014.
- MOREIRA, F. G. S. **Emissões fugitivas de biogás em célula de aterro sanitário**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2018.
- MOURA, M. S. B.; GALVINCIO, J. D.; BRITO, L. T. L.; SOUZA, L. S. B.; SÁ, I. I. S.; SILVA, T. G. F. Clima e água de chuva no semi-árido. In: BRITO, L. T. de L.; MOURA, M. S. B. de; GAMA, G. F. B. (Ed.). **Potencialidades da água de chuva no Semiárido brasileiro**. cap. 2, p. 37-59. Petrolina: Embrapa Semiárido, 2007.
- MUKAKA, M. M. Statistics Corner: A guide to appropriate use of Correlation coefficient in medical research. **Malawi Medical Journal**. v. 24, n. 3, 2012, p. 69-71.
- NWACHUKWU, A. N.; ANONYE, D. The effect of atmospheric pressure on CH 4 and CO 2 emission from a closed landfill site in Manchester , UK. **Environ Monit Assess**. 2013: 5729-5735. <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2979-0>
- PARK, J.; KANG, J.; LEE, N. Estimation of methane emission flux at landfill surface using laser methane detector: Influence of gauge pressure. **Waste Management Res**. 2016;34:784 –792. <https://doi.org/10.1177/0734242X16654976>

REY, M. D.; Font, R.; ARACIL, I. Biogas from MSW land fill : Composition and determination of chlorine content with the AOX (adsorbable organically bound halogens) technique. **Energy**. 2013;63:161-167. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2013.09.017>

SEVIMOĞLU, O.; TANSEL, B. Composition and source identification of deposits forming in landfill gas (LFG) engines and effect of activated carbon treatment on deposit composition. **Journal of Environmental Management**. 2013;128:300-305. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.05.029>

SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Diagnostico dos resíduos sólidos no município de Juazeiro do

Norte. **Relatórios 2011, 2012 e 2013**. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-residuos-solidos>> acesso em: 28 de agosto de 2019.

TCHOBANOGLIOUS, G.; KREITH, F. **Handbook of solid waste management**. 2. ed. Estados Unidos, 2002. <https://doi.org/10.1036/0071356231>.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THIESEN, H.; VIGIL, S. A. **Integrated Solid Waste Management: Engineering Principles and Management Issues**. 2 ed. il., New York: McGraw – Hill International Editions, 1993, 987 p. ISBN-13: 978-0070632370.

Biocarvão a partir de lodos de estações de tratamento de esgoto: uma revisão

Biochar from sludge from sewage treatment plants: a review



• **Data de entrada:**
01/12/2020


• **Data de aprovação:**
24/09/2021

Lucivania Gomes da Silva^{1*} | Eveline Menezes Rodrigues da Silva² | Luciana Gomes Monteiro³ | José Lima de Oliveira Júnior⁴ | Janisi Sales Aragão⁴

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2022.063>

ORCID ID

Silva LG  <https://orcid.org/0000-0003-0798-739X>
Silva EMR  <https://orcid.org/0000-0001-6267-8923>

Monteiro LG  <https://orcid.org/0000-0002-5475-1403>
Oliveira Júnior JL  <https://orcid.org/0000-0001-7438-8915>
Aragão JS  <https://orcid.org/0000-0002-5756-5067>

Resumo

O lodo gerado nas Estações de Tratamento de Esgoto é considerado um resíduo sólido e pode ter diferentes destinações: disposição em aterro sanitário e oceânica, uso agrícola, etc. A Política Nacional de Resíduos Sólidos afirma que este pode ser aproveitado para usos diversos, uma vez garantida a segurança. A pirólise vem sendo recomendada como tratamento para esse resíduo por possibilitar a transformação do lodo em biocarvão, agregando valor ambiental e econômico ao processo. Com isso, essa pesquisa de revisão bibliográfica buscou diagnosticar a aplicabilidade da conversão pirolítica do lodo de esgoto em biocarvão e mostrar as possíveis aplicações desse produto. Entre os estudos apresentados, ficam evidentes as vantagens do biocarvão produzido a partir do lodo de esgoto, como o aumento da produtividade de culturas agrícolas e florestais, remediação de solos, adsorvente de poluentes, etc. Contudo, percebe-se uma lacuna sobre os reais efeitos deste biocarvão no meio ambiente.

Palavras-chave: Biocarvão. Gerenciamento Integrado de Resíduos. Pirólise de Lodo. Resíduos de Tratamento de Esgoto.

Abstract

The sludge generated in Sewage Treatment Plants is considered a waste solid. It may have a different destination, such as sanitary landfill and oceanic destination, agricultural use, and landfarming. According to the Brazilian National Solid Waste Policy, this sludge can be used for different uses as long as its safety is guaranteed. Pyrolysis is a treatment recommended for sludge of sewage treatment plants for the possibility of transforming the sludge in biochar adding environmental and economic value to the process. Therefore, this bibliographic review research sought to diagnose the applicability of the pyrolytic conversion of sewage sludge to biochar and to show the possible applications of this product. Among the studies presented, the advantages of biochar produced from sewage sludge, such as increased productivity of agricultural and forest crops, soil remediation, pollutant adsorbent, are evident. However, there is a gap in the real effects of this biochar on the environment.

Keywords: Biochar. Integrated Waste Management. Sludge Pyrolysis. Wastewater Residue.

¹ Universidade Federal do Cariri - Crato - Ceará - Brasil.

² Universidade Federal do Ceará - Fortaleza - Ceará - Brasil.

³ Universidade Federal de Campina Grande - Campina Grande - Paraíba - Brasil.

⁴ Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará - Juazeiro do Norte - Ceará - Brasil.

* **Autora correspondente:** lgs.lucivania@gmail.com.

1 INTRODUÇÃO

A industrialização e a urbanização aumentaram dramaticamente o volume de lodo produzido pelas estações de tratamento de águas residuais em todo o mundo (KHAN et al., 2013). Estima-se que todos os anos, só no Brasil, produzam-se mais de 220.000 toneladas de lodo seco (SOARES JR., 2019). Os custos de sua disposição podem constituir de 30 a 50% do custo total de operação das estações (CAPODAGLIO; CALLEGARI; DONDI, 2016).

Brighenti et al. (2018) relatam que os recursos investidos em tratamento de esgotos não incluem soluções para os seus subprodutos, cujo destino tem sido frequentemente negligenciado nos países em desenvolvimento. A destinação de resíduos com foco na recuperação da matéria orgânica é o caminho sustentável a ser seguido, recomendado pela Lei Federal nº 12.305 - Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) (BRASIL, 2010).

Dentre os aspectos apresentados na PNRS destaca-se, para fins de fundamentação neste trabalho, a necessidade do gerenciamento dos resíduos de modo eficiente, considerando como rejeitos apenas os “resíduos sólidos que, depois de esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, não apresentem outra possibilidade que não a disposição final ambientalmente adequada” (BRASIL, 2010), não sendo o caso do lodo.

Conforme a Confederação Nacional da Indústria (CNI, 2019), os objetivos da PNRS se alinham aos pilares da economia circular quanto à redução na geração de resíduos, incentivo à logística reversa, reciclagem e adoção de padrões sustentáveis. A Economia Circular é um modelo que otimiza o fluxo de bens, maximizando o aproveitamento dos recursos naturais e minimizando a produção de resíduos (LEITÃO, 2015).

Singh et al. (2020) salientam que o resíduo das Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) é conhecido por conter alto teor de carbono e composição de nutrientes, podendo ser usado para a alteração do solo, melhoria de sua fertilidade e da capacidade de retenção de água; mas essas utilizações são limitadas devido à possibilidade da presença de microrganismos patogênicos e metais pesados; contudo, para reduzir esse risco, uma opção é a conversão térmica do lodo em biocarvão, por meio da pirólise.

Para Chiappero et al. (2020), o ato de produzir biocarvão a partir de resíduos está de acordo com os princípios da Economia Circular, além de permitir a produção sob medida para aplicações específicas. O biocarvão de lodo de ETE é uma possibilidade de recurso adicional importante para reutilização em aplicações agrícolas e em muitas outras aplicações ambientais ou industriais (CALLEGARI; CAPODAGLIO, 2018).

Na literatura é possível observar diferentes usos benéficos do lodo, a saber: contribuição para o aproveitamento energético do lodo de ETE's em processos térmicos (ROSA; CHERNICHARO; MELO, 2015); uso benéfico de lodo de estações de tratamento de água e de tratamento de esgoto (URBAN; ISAAC; MORITA, 2019), dentre outros.

O presente artigo busca abordar, mais especificamente, a utilização do lodo de esgoto na produção do biocarvão. Assim, objetivou-se diagnosticar a aplicabilidade da conversão pirolítica do lodo de esgoto em biocarvão em nível nacional e internacional, bem como mostrar a gama de aplicações desse produto que acaba sendo perdida quando se destina o lodo de uma forma não benéfica.

2 LODOS DE ETE'S

2.1 Aspectos gerais

O lodo de esgoto pode ser definido como o resíduo sólido ou semissólido remanescente do tra-

tamento de águas residuais (FIJALKOWSKI et al., 2017) e considerado como fonte de energia e de nutrientes (GROBELAK et al., 2019). O gerenciamento desse resíduo é difícil devido ao aumento constante da quantidade produzida, e também pela sua composição, especialmente pela presença de contaminantes (BOGUSZ; OLESZCZUK; DOBROWOLSKI, 2019).

Considerando a composição do lodo, Rulkens (2008) caracterizou-a em seis grupos: (1) compostos de carbono orgânico não tóxicos; (2) componentes contendo nitrogênio e fósforo; (3) poluentes inorgânicos e orgânicos tóxicos – incluindo metais pesados e Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos (PAHs); (4) patógenos e outros contaminantes microbiológicos; (5) compostos inorgânicos, como silicatos, aluminatos e compostos contendo cálcio e magnésio; e (6) água.

Com base em sua origem, pode ser dividido em duas categorias: (i) lodo primário e (ii) lodo se-

cundário. O primário é predominantemente orgânico e produzido durante a operação de tratamento de águas residuais primárias, como processos de sedimentação, filtração, coagulação e flotação. O secundário é de natureza biológica e é produzido durante o tratamento secundário, como o tratamento de lodo ativado (DEVI; SAROHA, 2017).

No que tange a produção de lodo, conforme Atlas Global (LEBLANC; MATTHEWS; RICHARD, 2008) foi estimado uma produção de 2.966.000 toneladas na China, 6.514.000 toneladas nos Estados Unidos e 2.000.000 toneladas no Japão. Com base nos dados estatísticos da UN- Habitat 2008 (LEBLANC; MATTHEWS; RICHARD, 2008), Zhen et al. (2017) construíram um gráfico mostrando a produção estimada de lodo de esgoto em diversos países do mundo (Fig. 1).

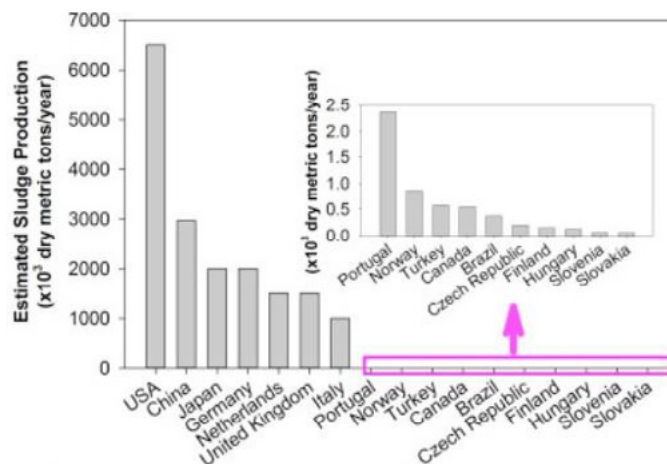


Figura 1 - Produção estimada de lodo de esgoto de acordo com as estatísticas da UN- Habitat (2008).

Fonte: Zhen et al. (2017), baseado em Leblanc; Matthews; Richard, (2008).

2.2 Aspectos Legais

Em 2010 foi promulgada a Lei Federal nº 12.305, denominada Política Nacional de Resíduos Sólidos, que prevê a diminuição da geração de resíduos e, quando não for possível, a destinação

ambientalmente adequada; a utilização dos aterros sanitários é recomendada apenas para os rejeitos, por não serem passíveis de nenhuma forma de reuso ou reciclagem (BRASIL, 2010). O atual marco legal do saneamento básico, Lei Fe-

deral nº 14.026 (BRASIL, 2020), alterou a PNRS no que tange aos prazos para a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos.

Especificamente sobre lodos de esgoto, a Resolução CONAMA nº 498 (legislação em vigor) define os critérios e procedimentos para produção e aplicação de biossólido em solos. Para essa legislação, o biossólido é definido como “produto do tratamento do lodo de esgoto sanitário que atende aos critérios microbiológicos e químicos estabelecidos nesta Resolução, estando, dessa forma, apto a ser aplicado em solos” (BRASIL, 2020).

2.3 Tratamento e Destinação Final

O objetivo do tratamento dos resíduos é modificar suas características de forma a diminuir os impactos sobre o meio ambiente e a saúde pública (PHILIPPI JR., 2005).

As principais etapas do tratamento de lodo são: (i) Adensamento: redução da umidade pela concentração dos sólidos; (ii) Estabilização: redução da matéria orgânica; (iii) Condicionamento: adição de produtos químicos para facilitar a desidratação; (iv) Desidratação: retirada da água por meio de processos naturais ou mecânicos; e (v) Higienização: remoção dos organismos patogênicos. Acrescente-se a Disposição Final: destinação final dos subprodutos (von SPERLING, 2005).

Segundo Andreoli; Fernandes; von Sperling (2001), o gerenciamento do lodo possui um custo de 20-60% dos gastos totais de operações da ETE; uma má gestão pode comprometer os benefícios que são esperados do tratamento e, quando a tomada de decisão sobre sua destinação for feita sob a ótica de uma política sustentável, há uma hierarquização das alternativas: diminuição da produção, produção com melhor qualidade e reciclagem máxima possível. Corroborando os objetivos da PNRS - Art.7º Inciso II: “Não geração, redução, reutilização, reciclagem e tratamento

dos resíduos sólidos, bem como disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos” (BRASIL, 2010). Não obstante, ainda hoje, essa prática não é totalmente realizada.

2.3.1 Possibilidades de Destinação do Lodo de ETE's

Há diversas possibilidades de destinação final para o lodo, vistas como aceitáveis e não aceitáveis do ponto de vista legal, assim como benéficas e não benéficas à luz da sustentabilidade. Dentre todas as existentes, citam-se: disposição em aterro sanitário, reúso industrial, incineração, disposição oceânica; “*landfarming*”, uso agrícola e florestal (LAZZARI, 2018); podendo ser utilizado como fonte de energia, como fonte de extração de compostos valiosos (FIJALKOWSKI et al., 2017), como adsorvente, adicionado ao solo como base de rodovia (URBAN; ISAAC; MORITA, 2019) e também, na recuperação de nutrientes (LIU; LIU; ZHANG, 2014).

Dentre os métodos existentes, Hossain; Strezov; Nelson (2009) destacam como os mais comumente utilizados: destinações a aterros, aplicações agrícolas e incineração, mas nenhum desses está isento de desvantagens. Com relação à incineração, esses autores afirmam que é onerosa e gera emissões para o ar, o solo e a água; sobre a aplicação agrícola os autores relatam que a presença de metais e oligoelementos no lodo limita seu uso para esse fim. E quanto à destinação a aterros, Bogusz; Oleszczuk; Dobrowolski (2019) argumentam que não é sustentável, visto que componentes valiosos do lodo são perdidos, gera-se um alto custo operacional para a ETE e aumenta a produção de gases e lixiviado; Andreoli; Fernandes; von Sperling (2001) ressaltam que essa destinação pode ainda agravar o problema do manejo do resíduo urbano.

Com o intuito de verificar os diversos métodos de gerenciamento do lodo de esgoto utilizados em diferentes países LeBlanc; Matthews; Richard,

(2008), Fijalkowski et al. (2017) e Zhen et al. (2017) expuseram as percentagens de utilização em diferentes países, estas apresentadas na Fig. 2. Observa-se que a Alemanha, o Reino Unido e

os Estados Unidos apresentam quantidades significativas de destinações do tipo aplicação em solo e incineração; já na China nota-se grande quantidade de despejos impróprios.

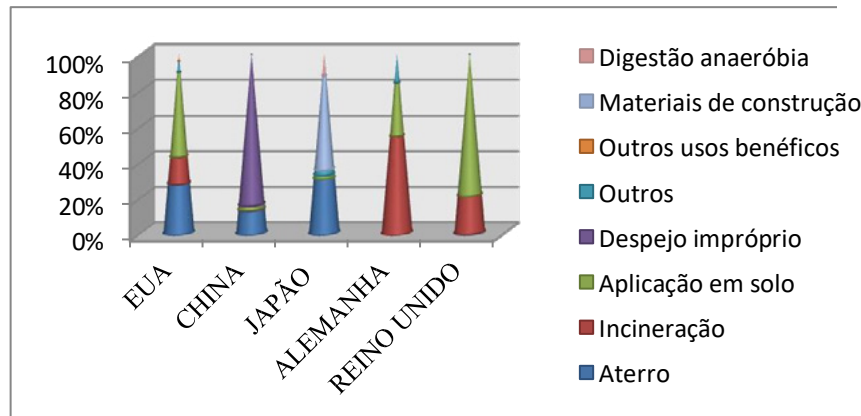


Figura 2 - Principais tipos de destinação do lodo de esgoto em diferentes países.

Fonte: Os autores (2020) com base nos dados disponibilizado de Leblanc; Matthews; Richard, 2008, Zhen et al., 2017 e Fijalkowski et al., 2017.

Donatelo; Cheesman (2013) discutem que as regiões densamente povoadas, como as do Japão, têm um duplo problema: grandes quantidades na produção de lodo e baixa disponibilidade de área. Por outro lado, Torquato (2016), acrescenta que, em se tratando de reaproveitamento do lodo, o Japão é um exemplo a ser seguido, sendo considerado um dos países pioneiros, implementando sistemas bem desenvolvidos e versáteis para essa finalidade, que vão desde a produção de materiais de construção e biocarvões para termoelétricas até mesmo à produção de eletricidade por pirólise deste resíduo.

Na maioria dos países desenvolvidos é dada especial atenção ao tratamento adequado do lodo para melhorar a qualidade e o uso seguro no solo, incluindo a investigação das melhores estratégias de reciclagem, ponderando as normas estabelecidas para os resíduos que são reintroduzidos em sistemas naturais, levando em consideração, ainda, os aspectos e precaução estabelecidos como critérios de qualidade (valores

limites). Enquanto nos países menos desenvolvidos a disposição no solo é uma alternativa ao aterro sanitário (FIJALKOWSKI et al., 2017).

Donatello; Cheesman (2013), afirmam que a aplicação de lodo em terras agrícolas é geralmente considerada a melhor opção ambiental prática, porque o teor de N, P e K fornece alto valor de fertilizante, e a matéria orgânica atua como um condicionador útil do solo. O que é corroborado por Fijalkowski et al. (2017), os quais apontam que, do ponto de vista ambiental, o uso agrícola de lodo de esgoto é preferível, pois os nutrientes orgânicos e inorgânicos são reciclados. Além disso, listam processos alternativos como propostas atuais: recuperação de terras, horticultura e paisagismo, silvicultura, processo industrial, recuperação de energia e de recursos.

No Brasil, as alternativas de aproveitamento do lodo ainda são pouco utilizadas e a destinação mais comum é o aterro sanitário (IWAKI, 2018), mesmo a PNRS (BRASIL, 2010) não a recomendando. Outras destinações nacionais são a incineração e a utiliza-

ção na agricultura como fertilizante, por meio da disposição controlada no solo (LAZZARI, 2018).

3 BIOCARVÃO DE LODOS DE ETE

3.1 O processo de pirólise

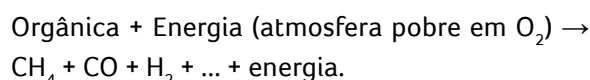
A pirólise é a decomposição termoquímica de hidrocarbonetos (ou materiais orgânicos) a temperaturas elevadas na ausência de oxigênio (MOTASEMI; AFZAL, 2013). Segundo Tôrres Filho (2014), esta ocorre devido ao aquecimento em uma atmosfera empobrecida de oxigênio, onde as substâncias orgânicas de cadeia longa, os polímeros de origem biológica ou sintética, quando expostas à elevadas temperaturas, fracionam-se via craqueamento térmico e reações de condensação, resultando em um balanço energético do sistema positivo, devido à maior produção de energia que o consumo (FEAM, 2012).

Nos últimos anos, a pirólise foi desenvolvida como uma técnica de tratamento sustentável para lodos com diferentes propriedades e fontes, devido ao seu potencial de atingir simultaneamente a recuperação de energia, a reciclagem de nutrientes, a imobilização de metais pesados e a proteção ambiental (CHEN et al., 2015; WANG et al., 2019).

Nos processos convencionais de pirólise de biomassa, a produção de energia é o principal alvo. No

que tange à pirólise do lodo de esgoto, o principal objetivo é o descarte seguro e econômico do resíduo, com a recuperação de energia (óleo, syngas) e a recuperação de material (carvão) como benefício agregado (CALLEGARI; CAPODAGLIO, 2018).

Conforme Khiari et al. (2004), o lodo primeiro passa por secagem, que é uma reação endotérmica onde a água é evaporada; nenhum oxigênio é necessário para essa reação, mas a energia deve ser fornecida. Então segue-se a pirólise, também uma reação endotérmica (na ordem de 100 kJ / kg), onde os compostos orgânicos são quebrados para moléculas menores:



As principais frações que são formadas após a degradação térmica do lodo em atmosfera inerte ou a vácuo são: gasosa, líquida e sólida. A proporção das três fases depende de temperatura, tempo de permanência do reator, pressão, turbulência e também das características do efluente (FYTILI; ZABANIOTOU, 2008). A taxa de aquecimento, a temperatura e o tempo de permanência são os principais parâmetros operacionais (SABER; NAKHSHINIEV; YOSHIKAWA, 2016; ZHANG et al., 2017); classificando a pirólise em lenta, instantânea e rápida, conforme detalhado na Tabela 1.

Tabela 1 - Tipos de pirólise.

Parâmetros	Tipos de pirólise		
	Lenta	Instantânea	Rápida
Temperatura	> 400° C	800-1300° C, sob pressão	500 - 1200° C
Taxa de Aquecimento	$\Delta C < 1^\circ C / s$	$\Delta C > 1000^\circ C / s$	$10 < \Delta C < 300^\circ C / s$
Tempo de residência	> 7 min	< 0,5 s	< 20 s
Produtos (em massa)	35% biochar 35% syngas 30% óleo	60% biochar 40% voláteis	50-70% de bio-óleo 10-30% de biochar 15-20% de syngas
Separação de vapor	Geralmente não	Sim	Sim
Recuperação de calor	Geralmente não	Geralmente sim	Sim
Escape	Para a atmosfera, como está, ou queimada	Controlada	Controlada
Geração de energia	Da combustão do escapamento	De voláteis	De syngas
Uso	Países principalmente em desenvolvimento (carvão vegetal) Aplicabilidade limitada de substratos	Maximização da produção de biocarvão Aplicável a uma ampla variedade de matérias-primas	Maximização de bio-óleo Aplicável a uma ampla variedade de matérias primas

Fonte: Adaptado de Callegari; Capodaglio (2018).

O produto sólido, composto por carbono e cinzas, pode ser usado numa gama de aplicações, incluindo na adição ao solo (onde recebe o nome de biocarvão). Já os outros produtos da pirólise têm um elevado conteúdo energético, podendo ser queimados e assim auxiliam termicamente o processo endotérmico da pirólise, e o excesso do bio-óleo poderá ser utilizado como combustível para outras aplicações, depois de convenientemente tratado (NÓBREGA, 2011). É importante que o processo seja autossuficiente, do ponto de vista energético, para que seja evitado o uso adicional de combustíveis fósseis (XU et al., 2011).

A análise de viabilidade da degradação térmica, assim como a estimativa dos valores de energia podem ser verificadas a partir do estudo dos parâmetros termodinâmicos de entalpia (ΔH), energia livre de Gibbs (ΔG) e entropia (ΔS). Em específico, a entropia pode refletir o grau de arranjo das camadas de carbono no biocarvão (TONG et al., 2020). De modo geral, esses parâmetros podem indicar a viabilidade do processo e o favorecimento da formação dos produtos (MOREIRA et al., 2019).

3.2 Propriedades do Biocarvão de Lodo de ETE

O biocarvão é um material carbonáceo de granulidade fina com elevado teor de carbono orgânico e largamente resistente à decomposição (mineralização). Ele é produzido pela pirólise de resíduos de biomassa e recebe essa designação quando é produzido para a aplicação no solo com a função de gestão ambiental ou agrônômica (LEHMANN; JOSEPH, 2009). Ele é altamente poroso, usualmente alcalino e apresenta grande área de superfície específica. Cerca de 50% do carbono contido na biomassa original pode ser retido dentro do biocarvão. Este possui uma forte estrutura aromática, e por isso é bioquimicamente mais recalcitrante do que muitas outras formas de matéria orgânica no solo. A sua oxidação no solo ocorre de forma lenta, o que leva à

produção de grupos funcionais negativos na sua superfície, como o grupo carboxílico e fenólico (NÓBREGA, 2011).

Uma característica que é comum ao biocarvão é que ele compreende principalmente as formas aromáticas estáveis do carbono orgânico e, comparado ao carbono da matéria-prima que o originou, não pode ser prontamente retornado à atmosfera como gás carbônico, até mesmo em condições ambientais e biológicas favoráveis (TRAZZI et al., 2018).

Conforme Zielińska et al. (2015), os biocarvões diferem de um para outro em suas propriedades, a depender do tipo de biomassa usada na produção e das condições de pirólise. A temperatura é um dos parâmetros mais importantes do processo e, como consequência, afeta as propriedades químicas e físicas. Levando em consideração as possibilidades potenciais de uso do biocarvão na agricultura, as seguintes propriedades são consideradas mais importantes: composição química, área superficial específica e porosidade.

De acordo com Antunes et al. (2017), a depender de suas propriedades físicas e químicas, o biocarvão pode ser aplicado para diferentes fins. Por exemplo, o biocarvão com macroporos de cerca de um micron possui uma boa capacidade de retenção de água; no entanto, os microporos não desempenham um papel relevante no solo e no crescimento das plantas, sendo necessárias mais pesquisas para entender completamente os mecanismos químicos e físicos do biocarvão, e assim destiná-lo ao fim mais eficiente.

3.3 Aplicabilidade do Biocarvão de Lodo de ETE

Mangrich, Maia e Novotny (2011) ressaltam que materiais orgânicos que seriam rapidamente decompostos, permitindo a liberação de dióxido de carbono (CO_2) e outros gases responsáveis pelo aumento do efeito estufa, são transformados em

biocarvão, este que passa por um processo lento de degradação, assim produzindo no solo um estoque de carbono de longo prazo. É cerca de 1.500 a 2.000 vezes mais estável do que a matéria orgânica não pirolisada, tendo assim tempos de residência no solo de várias centenas a milhares de anos (REZENDE et al., 2011).

O biocarvão de lodo de esgoto contém uma fração considerável do carbono contido na sua matéria-prima; como a meia-vida do carbono em solos é superior a 1.000 anos, indica-se que o uso do carvão no solo fará não apenas uma contribuição duradoura para suas propriedades e qualidade, mas também que o carbono que ele contém será removido da atmosfera e sequestrado no solo por milênios (CALLEGARI; CAPODAGLIO, 2018).

Dentre as suas aplicações, o uso como fertilizante se dá em virtude de conter nutrientes importantes para o crescimento das plantas, como fósforo, nitrogênio, potássio e pequenas quantidades de micronutrientes (ANTUNES et al. 2017). O uso na alteração do solo tem sido proposto como um dos melhores métodos de mitigação das mudanças climáticas pelo sequestro de carbono no solo (ZIELIŃSKA et al., 2015).

O mecanismo do sequestro de carbono nos solos por meio do biocarvão decorre de sua estabilidade química. O biocarvão apresenta uma estrutura

interna estável, semelhante ao grafite, e uma estrutura periférica reativa, devido à presença de diferentes grupos químicos capazes de se ligar a substâncias orgânicas, à água e a elementos químicos que atuam como nutrientes para as plantas (MANGRICH; MAIA; NOVOTNY, 2011).

Outras possibilidades de usos com base em Callegari; Capodaglio (2018): na produção de energia, na remediação de solos, no tratamento de água e esgoto, para produção de carvão ativado e de catalisador, como adsorvente de gás, e em sistemas de célula de combustível.

Lu et al. (2013) citaram que o uso do biocarvão no solo aumenta a sua condutividade elétrica e pode efetivamente remover metais pesados e poluentes orgânicos tanto do solo como de águas contaminadas. Produzido a baixas temperaturas, é adequado para usos agrícolas, enquanto temperaturas mais altas podem melhorar sua porosidade e, assim, aumentar sua eficácia na adsorção de contaminantes nos solos (AGRAFIOTI et al., 2013).

3.3.1 Estudos desenvolvidos sobre produção e análise do Biocarvão de Lodo de ETE

Em nível nacional, foram observados diversos estudos desenvolvidos dentro da temática biocarvão de lodo de ETE, a maioria em caráter experimental (Tabela 2).

Tabela 2 – Trabalhos desenvolvidos em nível nacional sobre biocarvão de lodo de esgoto.

Estudos desenvolvidos a nível nacional	Autores
Efeito do lodo de esgoto e do biochar de lodo de esgoto no crescimento inicial de mudas de <i>Erythrina velutina</i> Willd.	Araujo, (2016)
Pirólise do lodo de esgoto para obtenção de ecocarvão, sua utilização como material adsorvente de poluentes em meio aquoso, e seu potencial uso energético.	Madeira (2017)
Avaliação dos efeitos de biocarvões de lodo de esgoto nos atributos químicos do solo e na produção e nutrição mineral de plantas de beterraba.	Zelaya (2016)
Efeitos residuais da aplicação de biocarvão de lodo de esgoto nos indicadores de fertilidade do solo.	Fachini (2018)
Efeitos do biochar de lodo de esgoto no solo e na planta no cultivo de rabanete.	Sousa (2015)
Utilização de lodo de esgoto pirolisado como adsorvente de amônio de lixiviado de aterro sanitário.	Prado (2018)
Avaliação ambiental e microestrutural de cerâmica vermelha incorporada com lodo de estação de tratamento de esgoto (ETE).	Areias (2019)
Agricultura mitigadora de resíduos urbanos: biochar de lodo de esgoto.	Figueiredo (2016)
Utilização de lodo de Estação de Tratamento de Esgoto Sanitário para preparo de biocarvão ativado para remoção de nitrato em meio aquoso.	Porto; Cuba (2019)

Fonte: Os autores (2020).

Internacionalmente, pesquisas também vêm sendo publicadas sobre esse tema. Zielińska et al. (2015), analisando as propriedades do lodo de ETE's da Polônia com sistema de digestão anaeróbia e desidratação, na característica do biocarvão, verificaram que suas propriedades dependem das propriedades do lodo. Agrafioti et al. (2013), avaliando o biocarvão de lodo da ETE de Chania, concluíram que a pirólise suprimiu a liberação de metais, indicando diminuição de risco ambiental usando biocarvão como corretivo de solo.

Na China, Lu et al. (2013), com intuito de avaliar a influência das fontes de matéria-prima e temperaturas de pirólise nas características da superfície de biocarvão de lodo de ETE, prepararam biocarvões a partir de lodos provenientes de três ETE's em Guangzhou. Ao selecionar as condições de pirólise relacionadas a diferentes matérias-primas, foi possível preparar biocarvão de lodo com diferentes níveis de pH e distribuições de grupos de superfície de oxigênio com utilidade na adaptação da produção de biocarvão à adsorção de contaminantes específicos do solo/água.

Em estudos desenvolvidos nos Estados Unidos da América por Gonzaga et al. (2018), foram avaliados os efeitos de diferentes doses de biocarvão de lodo de esgoto no crescimento e características morfológicas de mudas de eucalipto, melhorando assim o crescimento e as características morfológicas das plantas. Já Silva et al. (2017) perceberam o potencial do biocarvão de melhorar o processo de produção de mudas de espécies florestais em viveiro e de reduzir os riscos ambientais associados ao uso de lodo de esgoto.

Na Austrália Hossain et al. (2010) utilizaram o lodo de uma ETE em Sydney para produção de biocarvão; sua aplicação melhorou a produção de tomate cereja em 64% acima das condições de solo controle, sendo justificado pelo efeito combinado do aumento da disponibilidade de

nutrientes e melhoria das condições químicas do solo. A condutividade elétrica do solo também aumentou e foi detectada bioacumulação insignificante de metais traço nas frutas produzidas usando o biocarvão (abaixo das concentrações máximas permitidas para segurança alimentar, padrões australianos). Perceberam que a utilização do biocarvão como corretivo de solo tem potencial de fornecer uma opção viável para a recuperação de nutrientes e sequestro de carbono nos solos e de melhorar a prática de gerenciamento de lodo.

Tomczyk et al. (2020) revelaram que a utilização do biocarvão não só resultou em menor acúmulo de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAHs) no solo como também reduziu sua biodisponibilidade, no que diz respeito aos PAHs mutagênicos e carcinogênicos, em comparação com o lodo de esgoto. A persistência de PAH é determinada principalmente pelo tipo de lodo a partir do qual o biocarvão foi produzido. Nos testes ecotoxicológicos desenvolvidos, foi verificado que a toxicidade do biocarvão foi inferior à do lodo.

Com intuito de explorar a viabilidade do biocarvão como catalisador para reações de redução de oxigênio em células de combustível microbiana (MFC), Yuan et al. (2013) utilizaram lodo coletado na ETE Liedt, Guangzhou, China. Os resultados mostraram que o cátodo de biocarvão apresentou capacidade catalítica comparável ao catalisador à base de platina (comumente utilizado, porém de elevado custo) em um MFC, concluindo, assim, que o biocarvão de lodo pode ser uma alternativa potencial à platina em MFC.

Xiang et al. (2020) constataram, ao realizar uma revisão bibliográfica, que na China a utilização do biocarvão foi resumida à aplicação deste no tratamento de águas residuais, incluindo águas residuais industriais, municipais, agrícolas e pluviais. Os autores concluíram que a tecnologia representa uma solução nova, econômica e ecologicamente

correta para o tratamento dessas águas, e que o potencial do biocarvão para a remoção de poluentes foi certificado em laboratório; já sua aplicação prática requer maiores investigações.

Em uma outra pesquisa de revisão, Panahi et al. (2020) discorreram sobre a engenharia do biocarvão (matéria-prima geral), versando sobre sua otimização para aplicabilidade eficiente na agricultura sustentável e na remediação da poluição. Os autores recomendaram estudos cuidadosos sobre as propriedades físico-químicas do biocarvão, sendo necessária a realização de análise técnico-econômica para verificar sua sustentabilidade e estudos específicos, a depender de cada aplicação, e com base no tipo de matéria-prima utilizada na fabricação. Já Wang; Wang (2019) analisaram diversos estudos e concluíram que o biocarvão mostra ampla perspectiva na promoção da sustentabilidade ambiental, mas, ainda assim, recomendaram mais experimentos *in situ* para elucidar o efeito real do biocarvão no meio ambiente, antes de suas aplicações em larga escala e para a aplicação industrial.

3.4 Aspectos econômicos da produção e utilização do Biocarvão de Lodo de ETE's

O custo de aplicação e incorporação de biocarvão no solo será rentável até um valor de \$170/ha, proporcionando um aumento de produtividade em torno de 10% durante doze anos (BLACKWELL et al., 2010; TRAZZI et al., 2018). Trazzi et al. (2018), estudando biocarvão de resíduos florestais, afirmaram que os projetos com o uso do biocarvão serão mais rentáveis quando existir um mercado de carbono mais consolidado.

Em relação ao biocarvão de lodo de esgoto, Singh et al. (2020) ponderam o custo de produção como um fator significativo tanto para o marketing como para aplicação do produto, e a escassez desses dados dificulta a ampla aceitação pelo público. Em casos onde o biocarvão for o único

produto, a receita deve cobrir as despesas operacionais, incluindo custos de matéria-prima, produção, transporte, manutenção, trabalho, armazenamento, distribuição, regeneração e outros para garantir viabilidade do negócio a prazo.

O preço de mercado estimado para biocarvão de lodo de esgoto é de aproximadamente US\$ 246 / tonelada, o que é significativamente seis vezes menor do que o custo (US\$ 1.500 / tonelada) de carvão ativado comercialmente disponível, devido a ser oriundo de recursos residuais (CALLEGARI; CAPODAGLIO, 2018).

O benefício intangível vital e sustentável do biocarvão de lodo de esgoto é a prevenção dos custos de tratamento, transporte e disposição em aterro de bio-resíduos, com o potencial dano ambiental (BARRY et al., 2019; SINGH et al., 2020). Além disso, a produção do biocarvão possibilita a valorização comercial desses resíduos biodegradáveis e sua reintrodução na cadeia produtiva, o que estaria de acordo com os preceitos da economia circular (LIMA et al., 2020).

Dentro de um ciclo de economia circular baseado em águas residuais, o biocarvão é um material muito valioso, com várias saídas interessantes possíveis, que precisam de uma avaliação mais cuidadosa além das aplicações atualmente conhecidas. A padronização e a certificação das características dos produtos finais são as chaves para uma implementação bem-sucedida da economia circular. A descentralização da produção a partir de fontes locais de matéria-prima seria a forma mais lógica e eficaz de implementar uma economia circular eficiente baseada em biocarvão. Esses sistemas se beneficiariam de características de matéria-prima mais homogêneas e da possibilidade de definir e projetar de forma personalizada as características de produtos finais exigidas de acordo com as aplicações locais, e minimizar o impacto ambiental adicional (BOLOGNESI et al., 2019).

Marazza et al. (2019), pesquisando um novo processo termoquímico em uma ETE real com intuito de propor uma metodologia replicável em outras ETE, com a tecnologia de um reator parafuso de pirólise intermediário aprimorado com um processo de reforma, conhecido como Reforma Termocatalítica (TCR), capaz de converter o lodo de esgoto em transportadores de energia e a recuperação de substâncias orgânicas na forma de carvão vegetal (biocarvão), verificaram em suas primeiras estimativas que os custos de capital e de funcionamento do sistema são menores do que o custo de descarte do material não tratado.

Logo, percebe-se que o biocarvão tem potencial econômico comercial aliado a uma política sustentável, mas para sua efetivação são necessários ainda estudos mais aprofundados tanto na linha de propostas de metodologias para sua produção e direcionamento de utilizações como também de análises críticas minuciosas sobre todos os percalços envolvidos no sistema de produção e posterior aplicação, além de incentivos governamentais.

3.5 Prós e contras da utilização do Lodo de ETE para produção e aplicação de Biocarvão

Em consonância com Matušík; Hnátková; Kočí (2020), pelo fato de existir muitas possibilidades de produção de biocarvão, surgem duas vertentes: possibilitar projetar apenas as condições corretas para a aplicação desejada, e dificultar a transferência de tecnologia e industrialização.

Estudos mostram perspectivas vantajosas no tocante à utilização dessa tecnologia. Todavia, também já foram observados desafios a serem enfrentados na produção do biocarvão de lodo de ETE, como a desidratação do lodo devido ao grande conteúdo de água; a seleção da matéria-prima e os parâmetros do processo (SINGH et al., 2020); as condições ideais de produção precisam ser encontradas experimentalmente para cada

matéria-prima/aplicação (MATUŠTÍK; HNÁTKOVÁ; KOČÍ, 2020); algumas limitações foram observadas em regiões temperadas, como os efeitos benéficos do biocarvão serem específicos para cada solo, sendo que o efeito na produtividade agrícola pode ser diferente a depender da cultura e porque a capacidade de adsorção de poluentes pode ser seletiva (KAVITHA et al., 2018).

Dentre as vantagens: risco de lixiviação de metais nas cinzas de pirólise é menor do que nas de incineração (GASCÓ et al., 2005); possibilidade de recuperação de recursos (YANG et al., 2020); destruição de patógenos; diminuição da disponibilidade de poluentes orgânicos e de metais pesados; aumento da estabilidade de carbono (ANTUNES et al., 2017); a pirólise é uma das rotas de bioconversão mais importantes para converter lodo em produtos de valor agregado (MOTASEMI; AFZAL, 2013); e o biocarvão é um dos produtos finais mais interessantes em uma economia circular baseada em efluentes, fato comprovado pela multiplicidade de seus possíveis usos em diversas aplicações (BOLOGNESI et al., 2019).

Devido ao lodo de esgoto ser um material heterogêneo, tentar generalizar conclusões relacionadas ao biocarvão baseando-se nos resultados de apenas um ou alguns tipos de lodo pode levar a suposições erradas. Embora exista alguma literatura relativa à avaliação de carvões produzidos a partir de lodo de esgoto de propriedades variadas, ainda não existem metodologias sistemáticas de investigação prática das propriedades físico-químicas dos carvões (CALLEGARI; CAPODAGLIO 2018).

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A utilização do lodo de ETE para fabricação do biocarvão por meio da pirólise vem sendo estudada no Brasil e no mundo com intuito de sanar o problema de disposição final do lodo de forma

ambientalmente adequada, recuperando os nutrientes que seriam perdidos por uma destinação não benéfica. Em acréscimo, o biocarvão pode ser utilizado para aumentar a produtividade de culturas agrícolas e florestais, na remediação e restauração de solos, como adsorvente de poluentes, dentre outros fins.

A maioria dos estudos mostrou que apesar de haver várias vantagens já cientificamente comprovadas, é necessário um amadurecimento da tecnologia para responder algumas lacunas ainda existentes e garantir segurança.

Evidenciou-se que o biocarvão pode ser produzido a partir de diversas matérias-primas e, mesmo considerando apenas o proveniente do lodo, o desenvolvimento de uma metodologia comum torna-se difícil, tanto pela diversidade de lodos existentes como por alguns fatores do processo interferirem na qualidade final do biocarvão. Por outro lado, permite a fabricação de um produto com características otimizadas a partir do fim pretendido.

A presente pesquisa fez um recorte sobre os estudos relacionados ao biocarvão de lodos de ETE's e, não sendo possível aprofundar todas as questões interligadas no contexto, sugere como possibilidades de trabalhos futuros: propostas de metodologias de produção de biocarvão de lodos de ETES, bem como a avaliação de sua viabilidade técnica e econômica com base na sustentabilidade.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

6 REFERÊNCIAS

AGRAFIOTI, E.; et al. Biochar production by sewage sludge pyrolysis. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*. Chania, v. 101, p. 72-78, mai. 2013.

ANDREOLI, C. V.; FERNANDES, F.; VON SPERLING, M. **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG; Companhia de Saneamento do Paraná, 2001.

ANTUNES, E.; et al. Biochar produced from biosolids using a single-mode microwave: characterisation and its potential for phosphorus removal. *Journal Of Environmental Management*, [S.L.], v. 196, p. 119-126, jul. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.02.080>.

ARAUJO, D. D. **Efeito do biochar de lodo de esgoto no crescimento inicial de mudas de Erythrina velutina Willd.** 2016. 79 f. Dissertação (Mestrado) – Curso de Ciências Florestais, Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília, 2016.

AREIAS, I. O. R. **Avaliação ambiental e microestrutural de cerâmica vermelha incorporada com lodo de Estação de Tratamento de Esgoto (ETE)**. 2019. 152 f. Tese (Doutorado) – Curso de Engenharia e Ciência de Materiais, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campo dos Coytacazes, 2019.

BOGUSZ, A.; OLESZCZUK, P.; DOBROWOLSKI, R. Adsorption and desorption of heavy metals by the sewage sludge and biochar-amended soil. *Environmental Geochemistry And Health*, [S.L.], v. 41, n. 4, p. 1663-1674, 7 nov. 2019. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10653-017-0036-1>.

BOLOGNESI, S.; et al. Biochar production from sewage sludge and microalgae mixtures: properties, sustainability and possible role in circular economy. *Biomass Conversion And Biorefinery*, [S.L.], p. 1-11, 20 dez. 2019. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s13399-019-00572-5>.

BRASIL. (2010) **Lei Nº 12.305, de 2 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília, 2010.

BRASIL. (2020) **Lei Nº 14.026, de 15 de julho de 2020**. Atualiza o marco legal do saneamento básico e altera as Leis: nº 9.984/2000, nº 10.768/2003, nº 11.107/2005, nº 11.445/2007, nº 12.305/2010, nº 13.089/2015, nº 13.529/2017. Brasília, 2020.

BRASIL (2020). **Resolução CONAMA Nº 498 de 19 de agosto de 2020**. Define critérios e procedimentos para produção e aplicação de biossólido em solos, e dá outras providências. Brasília, 2020.

BRINGHENTI, J. R.; et al. Codisposição de lodos de tratamento de esgotos em aterros sanitários brasileiros: aspectos técnicos e critérios mínimos de aplicação. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, [S.L.], v. 23, n. 5, p. 891-899, 22 out. 2018. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522018124980>.

- CALLEGARI, A.; CAPODAGLIO, A. G. Properties and Beneficial Uses of (Bio)Chars, with Special Attention to Products from Sewage Sludge Pyrolysis. **Resources**, [S.L.], v. 7, n. 1, p. 1-22, 14 mar. 2018. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/resources7010020>.
- CAPODAGLIO, A. G.; CALLEGARI, A.; DONDI, D. Microwave-Induced Pyrolysis for Production of Sustainable Biodiesel from Waste Sludges. **Waste And Biomass Valorization**, [S.L.], v. 7, n. 4, p. 703-709, 19 fev. 2016. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s12649-016-9496-2>.
- CHEN, D.; et al. Reprint of: pyrolysis technologies for municipal solid waste. **Waste Management**, [S.L.], v. 37, p. 116-136, mar. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2015.01.022>.
- CHIAPPERO, M.; et al. Review of biochar role as additive in anaerobic digestion processes. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, [S.L.], v. 131, p. 1-26, out. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2020.110037>.
- CONFEDERAÇÃO NACIONAL DA INDÚSTRIA. **Economia circular: Caminho estratégico / Confederação Nacional da Indústria**. – Brasília : CNI, 2019. 68 p. : il.
- DEVI, P.; SAROHA, A. K. Utilization of sludge based adsorbents for the removal of various pollutants: a review. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 578, p. 16-33, fev. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.220>.
- DONATELLO, S.; CHEESEMAN, C. R. Recycling and recovery routes for incinerated sewage sludge ash (ISSA): a review. **Waste Management**, [S.L.], v. 33, n. 11, p. 2328-2340, nov. 2013. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2013.05.024>.
- FACHINI, J. **Efeitos residuais do biochar de lodo de esgoto nas propriedades químicas e biológicas do solo, na nutrição e produtividade do milho**. 2018. 106 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Agronomia, Universidade de Brasília, Brasília, 2018.
- FIGUEIREDO, C. C. de. Agricultura mitigadora de resíduos urbanos: biochar de lodo de esgoto. In: FERTBIO, 2016, Goiânia. **Anais...** Goiânia, 2016. p. 1-1.
- FIJALKOWSKI, K.; et al. The presence of contaminations in sewage sludge – The current situation. **Journal Of Environmental Management**, [S.L.], v. 203, p. 1126-1136, dez. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.05.068>.
- FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE – FEAM. **Aproveitamento energético de resíduos sólidos urbanos: Guia de orientações para governos municipais de Minas Gerais**. Belo Horizonte, 163 p., mai. 2012.
- FYTILI, D.; ZABANIOTOU, A. Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods—A review. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, [S.L.], v. 12, n. 1, p. 116-140, jan. 2008. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2006.05.014>.
- GASCÓ, G.; et al. The influence of organic matter on sewage sludge pyrolysis. **Journal Of Analytical And Applied Pyrolysis**, [S.L.], v. 74, n. 1-2, p. 413-420, ago. 2005. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaap.2004.08.007>.
- GONZAGA, M. I. S.; et al. Biocarvão de lodo de esgoto e seu efeito no crescimento e nas características morfológicas de mudas de eucalipto (*Eucalyptus grandis* W.Hill ex Maiden). **Ciência Florestal**, [S.L.], v. 28, n. 2, p. 687-695, 29 jun. 2018. Universidad Federal de Santa Maria. <http://dx.doi.org/10.5902/1980509832067>.
- GROBELAK, A.; et al. Sewage sludge processing and management in small and medium-sized municipal wastewater treatment plant-new technical solution. **Journal Of Environmental Management**, [S.L.], v. 234, p. 90-96, mar. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.12.111>.
- HOSSAIN, M. K.; et al. Agronomic properties of wastewater sludge biochar and bioavailability of metals in production of cherry tomato (*Lycopersicon esculentum*). **Chemosphere**, [S.L.], v. 78, n. 9, p. 1167-1171, fev. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.01.009>.
- HOSSAIN, M. K.; STREZOV, V.; NELSON, P. F. Thermal characterisation of the products of wastewater sludge pyrolysis. **Journal Of Analytical And Applied Pyrolysis**, [S.L.], v. 85, n. 1-2, p. 442-446, mai. 2009. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaap.2008.09.010>.
- IWAKI, G. **Destinação Final de Lodos de ETAs e ETEs**. 2018. Disponível em: <https://www.tratamentodeagua.com.br/artigo/destinacao-final-de-lodos-de-et-as-e-et-es/>. Acesso em: 15 maio 2020.
- KAVITHA, B.; et al. Benefits and limitations of biochar amendment in agricultural soils: a review. **Journal Of Environmental Management**, [S.L.], v. 227, p. 146-154, dez. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.08.082>.
- KHAN, S.; et al. Reduced bioaccumulation of PAHs by *Lactuca sativa* L. grown in contaminated soil amended with sewage sludge and sewage sludge derived biochar. **Environmental Pollution**, [S.L.], v. 175, p. 64-68, abr. 2013. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2012.12.014>.
- KHIARI, B.; et al. Analytical study of the pyrolysis process in a wastewater treatment pilot station. **Desalination**, [S.L.], v. 167, p. 39-47, ago. 2004. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2004.06.111>.
- LAZZARI, J. **Análise do potencial energético de lodos obtidos no tratamento de esgoto**. 2018. 83 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2018.
- LEBLANC, R.J.; MATTHEWS, P.; RICHARD, R.P. (2008): **Global Atlas of Excreta, Wastewater Sludge, and Biosolids Management: Moving forward the Sustainable and Welcome Uses of a**

Global Resource. Nairobi: United Nations Human Settlements Programme (UN-HABITAT).

LEHMANN, J.; JOSEPH, S. **Biochar for Environmental Management: science and technology**. London: Earthscan, 2009. 438 p.

LEITÃO, A. Economia Circular: uma nova filosofia de gestão para o séc. XXI. **Portuguese Journal Of Finance, Management And Accounting**. v.1, n.2, p. 149-171. set. 2015.

LIMA, L. F. de; MONTEIRO, V. R. C.; BARQUILHA, C. E. R.; BRAGA, M. C. B. Production of biochars derived from sewage sludge and orange peels. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, Santa Maria, v. 24, n. 18, p. 1-15, dez. 2020. <https://doi.org/10.5902/2236117062692>.

LIU, T.; LIU, B.; ZHANG, W. Nutrients and Heavy Metals in Biochar Produced by Sewage Sludge Pyrolysis: its application in soil amendment. **Polish Journal Of Environmental Studies**. v.3, n.1, p. 271-275. 2014.

LU, H.; et al. Characterization of sewage sludge-derived biochars from different feedstocks and pyrolysis temperatures. **Journal Of Analytical And Applied Pyrolysis**, [S.L.], v. 102, p. 137-143, jul. 2013. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaap.2013.03.004>.

MADEIRA, C. S. P. **Obtenção de ecocarvão de pirólise do lodo de esgoto para adsorção de poluentes em meio aquoso**. 2017. 71 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Agroenergia, Universidade Federal do Tocantins, Palmas, 2017.

MANGRICH, A. S.; MAIA, C. M. B.; NOVOTNY, E. H. BIOCARVÃO: as terras pretas de índios e o sequestro de carbono. **Ciência Hoje**, Rio de Janeiro, v. 47, n. 281, p. 48-52, mai. 2011.

MARAZZA, D.; et al. Greenhouse gas savings and energy balance of sewage sludge treated through an enhanced intermediate pyrolysis screw reactor combined with a reforming process. **Waste Management**, [S.L.], v. 91, p. 42-53, mai. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2019.04.054>.

MATUĚTÍK, J.; HNÁTKOVÁ, T.; KOČÍ, V. Life cycle assessment of biochar-to-soil systems: a review. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 259, p. 1-12, jun. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120998>.

MOREIRA, K. C. C. S. R.; et al. Análise cinética e termodinâmica da pirólise do carpelo de macadâmia. In: XXXIX Congresso Brasileiro de Sistemas Particulados ENEMP 2019, 2019, Belém. **Anais... Campinas: Galoá**, 2019. p. 1-11.

MOTASEMI, F.; AFZAL, M. T. A review on the microwave-assisted pyrolysis technique. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, [S.L.], v. 28, p. 317-330, dez. 2013. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2013.08.008>.

NÓBREGA, Í. P. C. **Efeitos do Biochar nas propriedades físicas e químicas do solo: sequestro de carbono no solo**. 2011. 46 f.

Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia do Ambiente, Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa, 2011.

PANAHI, H. K. S.; et al. A comprehensive review of engineered biochar: production, characteristics, and environmental applications. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 270, p. 1-29, out. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122462>.

PHILIPPI JR, A. **Saneamento, saúde e Ambiente: fundamentos para um desenvolvimento sustentável**. Barueri: Manole, 2005. 842 p.

PORTO, V. H. S. F.; CUBA, R. M. F. Utilização de lodo de estação de tratamento de esgoto sanitário para preparo de biocarvão ativado para remoção de nitrato em meio aquoso. In: Congresso Sul-Americano De Resíduos Sólidos E Sustentabilidade, 2., 2019, Foz do Iguaçu. **Anais... Foz do Iguaçu: IBEAS**, 2019. p. 1-10.

PRADO, L. L. do. **Utilização de lodo de esgoto pirolisado como adsorvente de amônio de lixiviado de aterro sanitário**. 2018. 68 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciências do Solo, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2018.

REZENDE, E. I. P.; et al. Biochar & Carbon Sequestration. **Revista Virtual de Química**, Niterói, v. 3, n. 5, p. 426-433, nov. 2011. Sociedade Brasileira de Química (SBQ). <http://dx.doi.org/10.5935/1984-6835.20110046>.

ROSA, A. P.; CHERNICHARO, C. A. de L.; MELO, G. C. B. de. Contribuição para o aproveitamento energético do lodo de ETES em processos térmicos. **Revista DAE**, [S.L.], v. 63, n. 198, p. 55-62, 2015. Revista DAE. <http://dx.doi.org/10.4322/dae.2014.140>.

RULKENS, W. Sewage Sludge as a Biomass Resource for the Production of Energy: overview and assessment of the various options. **Energy & Fuels**, [S.L.], v. 22, n. 1, p. 9-15, jan. 2008. American Chemical Society (ACS). <http://dx.doi.org/10.1021/ef700267m>.

SABER, M.; NAKHSHINIEV, B.; YOSHIKAWA, K. A review of production and upgrading of algal bio-oil. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, [S.L.], v. 58, p. 918-930, maio 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2015.12.342>.

SILVA, M. I.; et al. Potential impacts of using sewage sludge biochar on the growth of plant forest seedlings. **Ciência Rural**, [S.L.], v. 47, n. 1, p. 1-13, 2017. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/0103-8478cr20160064>.

SINGH, S.; et al. A sustainable paradigm of sewage sludge biochar: valorization, opportunities, challenges and future prospects. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 269, p. 1-16, out. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122259>.

SOARES JR, A. R. **Tijolos ecológicos de solo cimento: alternativa sustentável à destinação do lodo gerado em estações de tratamento de esgotos**. 2018. Disponível em: <https://saneamentobasico.com.br/tijolos-ecologicos-lodo-de-esgoto/>. Acesso em: 06 ago. 2020.

- SOUSA, A. A. T. C. de. **Biochar de lodo de esgoto: efeitos no solo e na planta no cultivo de rabanete**. 2015. 63 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Agronomia, Universidade de Brasília, Brasília, 2015.
- TOMCZYK, B. et al. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) persistence, bioavailability and toxicity in sewage sludge- or sewage sludge-derived biochar-amended soil. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 747, p. 1-11, dez. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141123>.
- TONG, W.; et al. Evaluation of biochar combustion reactivity under pyrolysis temperature: microstructure characterization, kinetics and thermodynamics. **Journal Of The Energy Institute**, Londres, v. 93, n. 5, p. 1914-1923, out. 2020.
- TORQUATO, L. D. de M. **Estudo de viabilidade do emprego de lodo de esgoto e resíduos agrícolas para a geração de bioenergia**. 2016. 227 f. Tese (Doutorado) - Curso de Química, Universidade Estadual Paulista, Araraquara, 2016.
- TÔRRES FILHO, A. **Aplicação do processo de pirólise para valorização, cogeração de energia e tratamento de resíduos**. 2014. 175 f. Tese (Doutorado) - Curso de Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2014.
- TRAZZI, P. A.; et al. Biocarvão: realidade e potencial de uso no meio florestal. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 28, n. 2, p. 875-887, 29 jun. 2018. Universidade Federal de Santa Maria. <http://dx.doi.org/10.5902/1980509832128>.
- URBAN, R. C.; ISAAC, R. de L.; MORITA, D. M. Uso benéfico de lodo de estações de tratamento de água e de tratamento de esgoto: estado da arte. **Revista DAE**, [S.L.], v. 67, n. 219, p. 128-158, 2019. Revista DAE. <http://dx.doi.org/10.4322/dae.2019.050>.
- VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA) - Universidade Federal de Minas Gerais. v. 1, 2005. 452 p.
- WANG, J.; WANG, S. Preparation, modification and environmental application of biochar: a review. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 227, p. 1002-1022, ago. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.282>.
- WANG, X.; et al. Effect of pyrolysis temperature on characteristics, chemical speciation and risk evaluation of heavy metals in biochar derived from textile dyeing sludge. **Ecotoxicology And Environmental Safety**, [S.L.], v. 168, p. 45-52, jan. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.10.022>.
- XIANG, W.; et al. Biochar technology in wastewater treatment: a critical review. **Chemosphere**, [S.L.], v. 252, p. 1-14, ago. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126539>.
- XU, R.; et al. Thermal self-sustainability of biochar production by pyrolysis. **Journal Of Analytical And Applied Pyrolysis**, [S.L.], v. 91, n. 1, p. 55-66, mai. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaap.2011.01.001>.
- YANG, H.; et al. Utilization of biochar for resource recovery from water: a review. **Chemical Engineering Journal**, [S.L.], v. 397, p. 1-18, out. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2020.125502>.
- YUAN, Y.; et al. Sewage sludge biochar as an efficient catalyst for oxygen reduction reaction in an microbial fuel cell. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 144, p. 115-120, set. 2013. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2013.06.075>.
- ZELAYA, K. P. S. **Caracterização de biocarvão de lodo de esgoto e bagaço de cana-de-açúcar e efeitos no cultivo de beterraba**. 2016. 71 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Produção Vegetal, Universidade Federal de Minas Gerais, Montes Claro, 2016.
- ZHANG, Y.; et al. Effects of feedstock characteristics on microwave-assisted pyrolysis - A review. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 230, p. 143-151, abr. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2017.01.046>.
- ZHEN, G.; et al. Overview of pretreatment strategies for enhancing sewage sludge disintegration and subsequent anaerobic digestion: current advances, full-scale application and future perspectives. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, [S.L.], v. 69, p. 559-577, mar. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2016.11.187>.
- ZIELIŃSKA, A.; et al. Effect of sewage sludge properties on the biochar characteristic. **Journal Of Analytical And Applied Pyrolysis**, [S.L.], v. 112, p. 201-213, mar. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaap.2015.01.025>.

Óleo e água não se misturam

A solução é reciclar

Não jogue óleo na rede de esgoto ou no solo, nem em ralos e vasos sanitários.

Cada litro de óleo de fritura pode poluir até 25 mil litros de água, se descartado de forma errada.

Uma solução mais responsável e ecológica é reciclar para fabricar sabão e biocombustível.

Ao se desfazer do óleo usado, utilize garrafas PET usadas, embalagens de amaciantes ou de sucos.

Leve seu óleo usado até um dos pontos de coleta para que seja descartado de forma correta.

Conheça o PROL - Programa de Reciclagem de Óleo de Fritura no site www.sabesp.com.br

